JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: N4106 Zemědělská specializace

Studijní obor: Pozemkové úpravy a převody nemovitostí

Katedra: Krajinného managementu

Vedoucí katedry: doc. Ing. Pavel Ondr, CSc.

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Stav a vývoj koncentrací nutrientů (dusík a fosfor) v podzemních vodách zájmového území

Vedoucí diplomové práce: Ing. Václav Bystřický, Ph.D.

Autor diplomové práce: Bc. Kateřina Petrášková

České Budějovice, duben 2015

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
Fakulta zemědělská
Akademický rok: **2013/2014**

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení:	**Bc. Kateřina PETRÁŠKOVÁ**
Osobní číslo:	**Z13560**
Studijní program:	**N4106 Zemědělská specializace**
Studijní obor:	**Pozemkové úpravy a převody nemovitostí**
Název tématu:	**Stav a vývoj koncentrací nutrientů (dusík a fosfor) v podzemních vodách zájmového území**
Zadávající katedra:	**Katedra krajinného managementu**

Zásady pro vypracování:

Podzemní voda je často zdrojem pitné vody, a proto je důležité kvalitu těchto vod pečlivě sledovat a případně řešit jejich zhoršující se kvalitu. Tato diplomová práce bude za pomoci statistických, interpolačních či geostatistických metod hodnotit současný stav i vývoj koncentrací živin v podzemních vodách vybraného území.\9ó
Rámcový obsah DP:
Rešerše na dané téma:
Výběr vhodných datových souborů ve spolupráci s ČHMÚ.
Explorační analýza dat (EDA).
Trendová analýza časových řad koncentrací nutrientů v podzemních vodách.
Prostorová analýza koncentrací nutrientů v podzemních vodách vybraného území.

Rozsah grafických prací: **dle potřeby**

Rozsah pracovní zprávy: **50 stran textu**

Forma zpracování diplomové práce: **tištěná/elektronická**

Seznam odborné literatury:

Novotny, V. Water quality (Diffuse pollution and watershed management). John Wiley and sons, New York, 2003, 864 s.
Novotny, V., Chesters, G. Handbook of nonpoint pollution - sources and management. Litton educational publishing, 1981, 555 s.
Serrano, E.S. Hydrology for Engineers, Geologists and Environmental Professionals. HydroScience Inc. Lexington, Kentucky, 1997, 468 s.
Maidment, D.R. (ed.). Handbook of hydrology. McGraw-Hill, New York, 1993, 1424 s.
Brutsaert, W. Hydrology: An introduction. Cambridge University Press, 2005, 605 s.
časopisy: Hydrological processes, Journal of hydrology, Physics and chemistry of the earth, Hydrological studies, atd.

Vedoucí diplomové práce: **Ing. Václav BYSTŘICKÝ, Ph.D.**
Katedra krajinného managementu

Datum zadání diplomové práce: **17. března 2014**
Termín odevzdání diplomové práce: **30. dubna 2015**

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA
studijní oddělení
Studentská 13
370 05 České Budějovice

L.S.

prof. Ing. Miloslav Šoch, CSc., dr. h. c.
děkan

doc. Ing. Pavel Ondr, CSc.
vedoucí katedry

V Českých Budějovicích dne 17. března 2014

Prohlášení:

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě (v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Zemědělskou fakultou) elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce.

Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne …….

…….

Poděkování:

Na tomto místě bych ráda poděkovala vedoucímu práce Ing. Václavu Bystřickému, Ph.D. za odborné vedení, ochotu a poskytnutí cenných rad a informací, bez kterých by tato práce nemohla vzniknout.

Abstrakt

Tato diplomová práce se zabývá porovnáním vývoje koncentrací dusičnanů a fosforečnanů v různých oblastech České republiky. V práci je popsán koloběh podzemní vody a její význam v lidské společnosti, cyklus dusíku a fosforu a jejich výskyt ve vodním prostředí. Dále je v práci popsán vývoj a způsob sledování koncentrací dusičnanů a fosforečnanů v podzemních vodách. V práci je popsán výběr pozorovacích objektů a použité metody pro vyhodnocení koncentrací. Cílem práce je zjištění trendů v časových řadách koncentrací dusičnanů a fosforečnanů a statistické vyhodnocení vývoje koncentrací v krajských městech ČR. V další části je hodnocena prostorová analýza koncentrací dusičnanů a fosforečnanů v okrese České Budějovice. Toto území bylo vybráno pro velké množství pozorovacích objektů s dlouhou časovou řadou měření.

Klíčová slova: dusičnany, fosforečnany, podzemní voda, metoda IDW, Thiessenovy polygony

Abstract

This diploma thesis deals with the comparison of the development of nitrates and phosphates in various regions of the Czech Republic. The thesis contains of the description of the circulation of groundwater and its importance to the human society, the circulation of nitrogen and phosphorus and their occurrence in waters. Further, this thesis incorporates the description of the development and the way of observation of the concentration of nitrates and phosphates in groundwater. The selection of observational objects and used methods for the evaluation of the concentrations are described in the thesis. The aim of the thesis is the determination of trends of the concentrations of nitrates and phosphates during time periods and the statistical evaluation of the progress of the concentrations in regional cities of the Czech Republic. The next part of the thesis deals with the spatial analysis of the concentrations of nitrates and phosphates in the region of České Budějovice. This area was chosen for its great amount of the observational objects with a long time period of measuring.

Key words: nitrates, phosphates, groundwater, IDW method, Thiessen polygons

OBSAH:

1. ÚVOD 9

2. LITERÁRNÍ REŠERŠE 10

2.1 Podzemní voda 10

2.1.1 Oběh vody v přírodě 10

2.1.2 Dělení podpovrchových vod v přírodě 11

2.1.3 Zdroj podzemních vod 12

2.1.4 Význam podzemních vod 14

2.1.5 Činitele ovlivňující jakost vod 14

2.1.6 Vliv používání hnojiv na kvalitu podzemních vod 16

2.2 Dusík 17

2.2.1 Zdroje 18

2.2.2 Globální cyklus dusíku 19

2.2.3 Dusík ve vodách 21

2.3. Fosfor 23

2.3.1 Zdroje 23

2.3.2 Globální cyklus fosforu 24

2.3.3 Fosfor ve vodách 26

2.4 Sledování koncentrací dusíku a fosforu v podzemních vodách v ČR 27

2.5 Vývoj koncentrací dusíku a fosforu v podzemních vodách v ČR 29

3. MATERIÁL 34

3.1 Sběr dat 34

4. METODY 37

4.1 Statistické metody 38

4.2 Metoda vážené inverzní vzdálenosti (IDW - inverse distance weighting) .. 40

4.3 Metoda Thiessenových polygonů 41

5. VÝSLEDKY A DISKUZE 43

5.1 Statistické vyhodnocení koncentrací dusičnanů a fosforečnanů v krajských městech České republiky v období let 1991-2012 43

5.2 Vyhodnocení trendů časových řad koncentrací dusičnanů a fosforečnanů v krajských městech České republiky v období let 1991-2012 45

5.2.1 Metoda jednoduché lineární regrese 45

5.2.2 Metoda Mann-Kendallova testu 51

5.2.3 Porovnání výsledků použitých metod v trendech časových řad koncentrací dusičnanů a fosforečnanů v krajských městech ČR 54
5.3 Prostorová analýza koncentrací dusičnanů a fosforečnanů v okrese České Budějovice 56
5.3.1 Metoda vážené inverzní vzdálenosti (IDW) 56
5.3.2 Metoda Thiessenových polygonů 61
5.3.3 Porovnání výsledků použitých metod prostorové analýzy v okrese České Budějovice 63
6. ZÁVĚR 65
7. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY A ZDROJŮ 66
8. SEZNAM OBRÁZKŮ, TABULEK A GRAFŮ 72
8.1 Seznam obrázků 72
8.2 Seznam tabulek 72
8.3 Seznam grafů 73
9. SEZNAM PŘÍLOH 74

1. ÚVOD

Přítomnost vody je základním předpokladem pro vznik života. Množství a kvalita vody je důležitá pro rozvoj a další existenci všech živých organismů. Voda se účastní všech podstatných biologických, fyzikálních a chemických procesů, tvorby klimatu a také je důležitým transportním prvkem. Přirozený koloběh vody se považuje za největší a nejvýznamnější látkový koloběh. Pokud má být zachován život na Zemi, je nutné zachovat i přirozený koloběh vody.

Člověk už od nepaměti využívá vodní zdroje k různým lidským aktivitám a přirozený koloběh vody svými činnostmi výrazně ovlivňuje. Takové počínání má negativní dopady zejména na dostupnost dostatečného množství kvalitní pitné vody. Převážné množství pitných vod pochází ze zdrojů vod podzemních. Pro jejich specifické vlastnosti a chemické složení je považujeme za velmi cennou složku životního prostředí. Negativní dopady lidské činnosti se projevují až po určité době a nejsou na první pohled znatelné. Znečištění může v oběhu podzemní vody putovat i několik let. Následné odstranění či částečné snížení znečištění podzemních vod se řadí k náročným úkonům.

K největšímu znečišťování a znehodnocování vodních zdrojů docházelo od poloviny minulého století, a to zejména zintenzivněním zemědělské výroby a aplikací nadměrného množství dusíkatých a fosforečných hnojiv. Dalším odvětvím, jehož rozvoj měl vliv na kvalitu vodních zdrojů, byl průmysl. Nutrienty dusík a fosfor jsou nezbytné pro rozvoj a růst organismů. Zároveň se významně podílejí na znečištění půdy, vodních zdrojů i atmosféry. Od počátku devadesátých let minulého století se začal stav vodních zdrojů zlepšovat, a to zásluhou opatření, mezi která patřilo například snížení množství aplikovaných hnojiv, omezení vypouštění odpadních vod do vodních toků a rozšiřování sítě čistíren odpadních vod.

Cílem této diplomové práce je statistické porovnání koncentrací dusičnanů a fosforečnanů v krajských městech v období let 1991-2012 a nalezení trendů v časových řadách koncentrací v těchto městech. Dále byla provedena prostorová analýza koncentrací dusičnanů a fosforečnanů v okrese České Budějovice pro roky 1991, 2001 a 2011. Průměrné hodnoty koncentrací dusičnanů a fosforečnanů získané metodou IDW a Thiessenovými polygony v jednotlivých letech byly mezi sebou porovnány.

2. LITERÁRNÍ REŠERŠE

2.1 Podzemní voda

Voda je pro lidskou společnost zcela nenahraditelnou tekutinou. Tvoří součást všech organismů, je základní lidskou potravinou, je potřebná k přípravě a výrobě všech druhů potravin, je nenahraditelná pro osobní i veřejnou hygienu. Člověk využívá vodu v zemědělství, průmyslu i v dalších sférách hospodářského života. Bez vody není života *(Tlapák et al., 1992).*

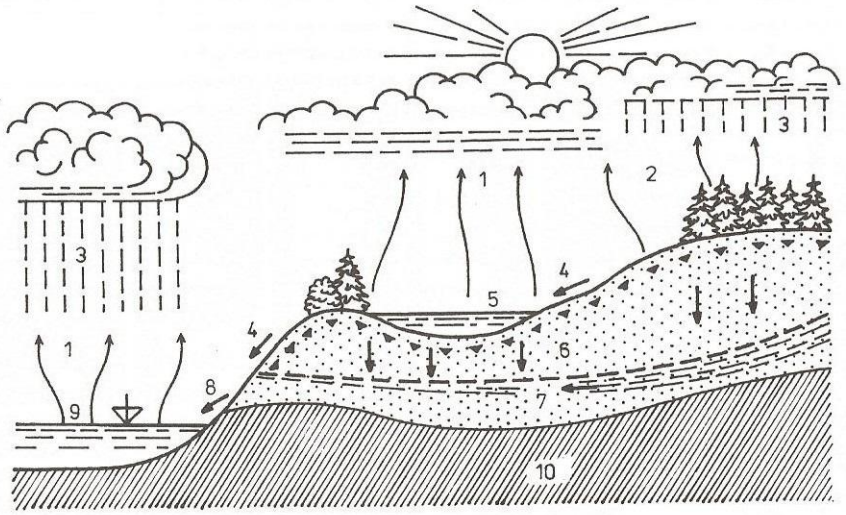
Poměrně největší množství sladké vody se nachází pod zemským povrchem, kde je shromážděno přibližně 97 % pevninské vody v kapalném stavu. Polovina zásob všech podzemních vod je v hloubkách větších než 800 m pod povrchem. V České republice představuje podzemní voda ten nejlepší vodní zdroj pro zásobování obyvatelstva pitnou vodou *(Němec a Hladný, 2006)*.

2.1.1 Oběh vody v přírodě

Rozdělení vody na Zemi je značně nerovnoměrné. Jsou oblasti s nadbytkem vody, ale také oblasti, kde je ceněna každá kapka. Koloběh vody, jehož motorem je sluneční záření, vykazuje sice v jednotlivých klimatických oblastech určitou pravidelnost, ale jsou známy jeho výrazné změny i během historické doby. Oblasti s dostatkem srážek se změnily na pouště a naopak. Ale i tam, kde donedávna byl od přírody dostatek vody, dochází k jejímu nedostatku, protože jí lidstvo potřebuje stále více *(Hadač, 1982)*.

Podle Tlapáka et al. (1992) je podmínkou vyrovnaného stavu vody v přírodě její oběh (obr. č. 1). Hydrologický oběh se skládá ze čtyř hlavních částí, a to z atmosférických srážek, povrchového odtoku, infiltrace a vypařování spojeného s transpirací, tj. předáváním vody do atmosféry rostlinami *(Pačes, 1982)*. Působením tepla se voda vypařuje a přechází do ovzduší jako vodní pára. Kondenzací vodních par v ovzduší vznikají srážky různých skupenství (déšť, rosa, kroupy, sníh), které spadnou zpět do oceánů, moří a na pevninu. Z tohoto množství vody se část vypaří, část vsákne do půdy a část odteče po povrchu. Určitý podíl vody vsáklé do půdy využije rostlinstvo, část vytváří podpovrchové vody a zbytek odtéká formou povrchové vody soustředěné v bystřinách, potocích a řekách zpět do moří. Tím se oběh vody uzavírá *(Tlapák et al., 1992).*

V hydrologickém cyklu neputují prostředím pouze molekuly vody, ale rovněž všechny látky, které jsou ve vodě rozpuštěny. Protože jak říční, jezerní či potoční voda, tak ani voda srážková není čistou sloučeninou H_2O, nýbrž obsahuje řadu látek rozpuštěných a unáší i látky nerozpustné *(Císař et al., 1987)*.



Obr. 1. Formy výskytu vody v přírodě: 1 — výpar, 2 — transpirace, 3 — srážky, 4 — povrchový odtok, 5 — jezero, 6 — voda prosakující půdou, 7 — podzemní voda, 8 — pramen, 9 — oceán, 10 — mateční voda.

Obr. č. 1: Formy výskytu vody v přírodě (podle Tlapáka et al., 1992)

V atmosféře je obsaženo asi 14 000 km^3 vody, která se vymění 38x za rok, takže objem srážek, které ročně dopadnou na zemský povrch, překračuje 500 000 km^3 a obnovují se asi 1x za 12 dní. V organismech je obsaženo jen asi 1 120 km^3 vody, ve světovém oceánu je asi 1 338 miliónů km^3. Veškerá voda oceánů se vymění asi 1x za 2 600 let *(Hadač, 1982)*.

2.1.2 Dělení podpovrchových vod v přírodě

Podpovrchové vody mají pro náš život velký význam. Na půdní vlhkosti je bezprostředně závislý život rostlin, voda podzemní je v mnohých případech zásobárnou dobré pitné vody, zdrojem vodnosti řek atd. *(Kemel, 1994)*.

Voda vyskytující se pod zemským povrchem ve všech formách a skupenstvích se nazývá vodou podpovrchovou. Je to souborné označení pro vodu půdní a podzemní *(Kemel, 1994)*. Podpovrchové vody vznikají hlavně vsakováním

(infiltrací) srážkové vody do půdy a částečně též srážením (kondenzací) ovzdušné vodní páry v půdě.

Tzv. půdní voda je část do půdy vsáklé srážkové vody, která je v půdním prostředí upoutána různými silami, takže nepodléhá účinkům zemské tíže a neprosakuje již do hlubších horizontů půdního profilu. Naproti tomu podzemní voda (tzv. gravitační) je tvořena srážkovou vodou vsáklou do půdy širšími, nekapilárními póry (nad 0,2 mm) a také půdními trhlinkami nebo kanálky vytvořenými zetlenými kořínky, dešťovkami apod., prosakuje do hloubky působením zemské tíže *(Zachar et al., 1987)* a zpravidla vytváří souvislou hladinu *(Kemel, 1994)*.

Společným znakem podpovrchových vod vzniklých jak infiltrací, tak i kondenzací je, že jejich zdroje (srážky nebo vodní pára) jsou vně zemské kůry. Označují se proto jako vody vadózní (exogenní). Na rozdíl od nich vznikají podpovrchové vody také kondenzací vodních par unikajících z chladnoucího vnitrozemského magmatu. Tyto vody se nazývají juvenilní a tvoří jen malou část podpovrchových vod, a pokud pronikají až na zemský povrch jako přirozené vývěry (horská zřídla, gejzíry), bývají již ve větší míře promíšeny vadózní vodou *(Zachar et al., 1987)*. Pokud je podzemní voda uchována v dutinách hornin z minulých geologických období a neúčastní se v průběhu delšího časového období oběhu vody v přírodě, nazývá se fosilní voda.

Při koloběhu podzemní vody v přírodě se významně uplatňuje půdní a horninové prostředí, které ovlivňuje kvalitu i kvantitu podzemních vod *(Pitter, 1999)*.

2.1.3 Zdroj podzemních vod

Největší využitelné zásoby podzemní vody jsou v hydrogeologických pánvích. Hydrogeologické pánve tvoří téměř výlučně druhohorní (křídové) a třetihorní sedimenty (obvykle pískovce, slínovce, jílovce, písky, jíly a jejich přechody). Většina hydrogeologických pánví se rozkládá v níže položených oblastech a tomu odpovídají i nižší srážkové úhrny, které jsou hlavním zdrojem doplňování podzemních vod *(Němec a Hladný, 2006)*.

Podle Pittera (1999) se zásoby podzemní vody doplňují trojím způsobem:

- infiltrací srážkových a povrchových vod,
- kondenzací vodních par v půdě,
- vznikem a kondenzací vodních par z magmatu.

Největší podíl podzemních vod se doplňuje prvním způsobem. Z ročního objemu srážek připadá obvykle asi 75 % na výpar, půdní vláhu a doplňování podzemních vod a 25 % na odtok s povrchovými vodami. Část podzemních vod vzniká břehovou infiltrací (pronikáním povrchových vod z nádrží nebo toků do kolektorů hydraulického gradientu) *(Pitter, 1999)*. Infiltrace vody z povrchových toků může být trvalá nebo periodická, a to podle stavů hladin povrchové a podzemní vody během roku. Množství povrchové vody, které do podzemních vod infiltruje, závisí především na propustnosti dna řeky. Nejlépe pozorovatelná je infiltrace z povrchových toků v krasovém území. Jak srážkové, tak povrchové vody mohou ovlivňovat kvalitu podzemních vod. Znamená to, že čistota povrchových toků má mimořádný význam pro zachování kvality podzemních vod *(Pelikán, 1983)*.

Pokud množství srážek není dostatečné k dosažení maximální vodní kapacity, srážková voda níže nepronikne. Zásoby podzemních vod nejsou doplňovány a dále se vyčerpávají, což se projeví dalším poklesem hladiny *(Kemel, 1994)*.

Zdroje doplňování podzemní vody v hydrogeologických pánvích vykazují v průměru menší vydatnost než v hydrogeologických masivech. Tento nedostatek vyvažuje vysoká propustnost hornin, umožňující intenzivní proudění, mnohdy i na vzdálenosti desítek kilometrů. Hydrogeologické pánve mají díky průlinové poréznosti velkou schopnost podzemní vodu akumulovat a vytvářejí výhodnější podmínky pro hospodaření s vodou *(Němec a Hladný, 2006)*.

K doplňování zásob podzemních vod dochází většinou v jarních měsících. V letních, podzimních a zimních měsících se zásoby podzemních vod obvykle zmenšují a dosahují minima *(Pitter, 1999)*.

V ČR se největší zásoby podzemních vod nacházejí v kvarterních sedimentech podél středního toku Labe, Orlice, Moravy, Bečvy, Svratky, Opavy, Ostravice a Morávky a dále pak v křídových sedimentech v povodí Kamenice, Ploučnice, v oblasti Třeboňské pánve, Chebu aj. *(Pitter, 1999)*.

2.1.4 Význam podzemních vod

Přestože jsou podpovrchové vody většinou skryté před zraky člověka, představují z hlediska objemu i kvality základ našich vodních zásob. V České republice představuje podzemní voda ten nejlepší vodní zdroj pro zásobování obyvatelstva pitnou vodou. Podzemní vody celoročně dotují podzemním odtokem povrchové toky (tzv. základní odtok). Zajišťují převážně v období sucha alespoň minimální průtok vody v korytech řek *(Němec a Hladný, 2006)*.

Při posuzování z globálního hlediska lze podzemní vody zařadit mezi nevyčerpatelné přírodní zdroje, které se při oběhu vody v přírodě neustále doplňují a obnovují, avšak při využívání těchto zdrojů pro uspokojování potřeb lidské společnosti může dojít k jejich vážnému poškození a znehodnocení. Rozsah těchto negativních antropogenních zásahů není takový, že by mohl ohrozit podzemní vody v jejich podstatě, avšak může mít nepříznivé důsledky pro jejich další využívání, např. proto, že se nežádoucím způsobem změní jakost těchto vod nebo poklesne vydatnost zdrojů apod. *(Kříž, 1983)*.

V přirozeném stavu je podzemní voda svými vlastnostmi nejblíže požadavkům na zdravotně nezávadnou a pro člověka biologicky hodnotnou vodu. Tam, kde voda svými přirozenými fyzikálními vlastnostmi nevyhovuje zcela účelům použití, lze ji upravit. Možnosti úpravy jsou však omezeny technickými a ekonomickými podmínkami *(Kliner et al., 1978)*.

2.1.5 Činitele ovlivňující jakost vod

- **činitele přírodní**

Přírodní příčiny jsou vyvolávány klimatickými, geomorfologickými, půdními a jinými vlivy. V zemědělství se z přírodních příčin uplatňuje především eroze půdy, která způsobuje znečištění povrchových a podzemních vod smyvem, odnosem a vyluhováním půdy *(Tlapák et al., 1992)*. Při erozi je půda rozrušována a odnášena vodou nebo větrem. Poškozuje výrazně nejen půdu, ale také znečišťuje erozními produkty vodu *(Jůva et al., 1977)*. Vodní erozi ovlivňují přírodní podmínky, především intenzita srážek, sklony svahů, erozní náchylnost půd a vegetační pokryv. Ve srovnání se světem má naše přírodní krajina poměrně nízký erozní potenciál. Převládající zemědělský ráz krajiny s často vysokým podílem orné půdy, nevhodné

způsoby lesního hospodaření a nové antropogenní tvary však zvýšily erozní náchylnost naší krajiny *(Němec a Hladný, 2006)*.

- **činitele antropogenní**

Antropogenní znečištění souvisí s lidskou činností a je vyvoláváno osídlením, průmyslem a zemědělstvím.

Osídlení

Sídlištní odpadní vody tvoří směs splachů a odtoků z domácností a různých menších provozoven a srážkového odtoku znečištěného splachem z ulic, parkovišť, dvorů a střech. Tyto vody obsahují velké množství nečistot a zdravotně závadných látek, z nichž značná část tvoří nečistoty organické, které rychle hnijí, přičemž se uvolňují zapáchající plyny, zvláště sirovodík *(Tlapák et al., 1992)*. O množství těchto vod rozhoduje ráz sídliště *(Jůva et al., 1977)*.

Průmysl

Průmysl je jedním z hlavních zdrojů znečišťování vod, neboť produkuje velká množství různě znečištěných průmyslových odpadních vod, které se vypouštějí často bez předchozího očištění do povrchových vod. Obecně jsou průmyslové odpadní vody závadnější než sídlištní, a to hlavně proto, že obsahují velká množství organických nebo minerálních znečišťujících látek, jsou velmi kyselé nebo naopak zásadité a často též obsahují jedovaté látky *(Jůva et al., 1977)*.

Zemědělské znečištění zdrojů vody

Intenzívní zemědělská velkovýroba ovlivňuje výrazným způsobem kvalitu povrchových a podzemních vod. K hlavním zdrojům zemědělského znečišťování patří průmyslová hnojiva, většina chemických přípravků používaných v zemědělské výrobě, silážní a senážní šťávy, močůvka, kejda skotu a prasat, odpadní vody z jednotlivých zemědělských provozů, motorová paliva a topné oleje *(Tlapák et al., 1992)*. Nejvážnější nebezpečí dnes především představují dusičnany, fosfor, těžké kovy a pesticidy *(Němec a Hladný, 2006)*.

Organické látky přecházejí do podzemních vod jednak přímo odpadními vodami ze zdrojů znečištění, jednak prosakováním srážkových, povrchových nebo podzemních vod úložišti pevných odpadů nebo kontaminovaným horninovým prostředím. Druhotně se mohou objevit v podzemních vodách průsakem znečištěných povrchových vod *(Kliner et al., 1978).*

2.1.6 Vliv používání hnojiv na kvalitu podzemních vod

K hnojení zemědělských půd se využívají především statková a průmyslová hnojiva. Z hlediska vodních zdrojů se projevují nejnepříznivěji průmyslová hnojiva, ve vodě dobře rozpustná; snadno se vyplavují nebo splachují do povrchových vod nebo se srážkovou vodou infiltrují do podzemních vod. Zvláště nepříznivě se projevují dusíkatá hnojiva na bázi dusičnanů, která se neváží na sorpční komplex půdy a snadno infiltrují do podzemních vod *(Tlapák et al., 1992)*.

Rostliny využijí podle okolností 10 – 95 % z aplikovaných umělých hnojiv. Nevyužitá část je splachována a vymývána dešťovou vodou a dostává se do podzemních i povrchových vod. V zemědělsky intenzívně využívaných oblastech pozvolna stoupají v podzemních i povrchových vodách obsahy všech kationtů a aniontů obsažených v umělých hnojivech. Jednak se tím omezuje použitelnost vod jako pitných (pro vysoké obsahy dusičnanů), jednak dochází k eutrofizaci vodních nádrží i povrchových toků následkem vysokých koncentrací anorganických živin ve vodě *(Moldan et al., 1979).*

Růst obsahu dusičnanů a dusitanů, který se blíží a v mnoha případech překračuje hygienicky přípustné obsahy pro pitné vody, je pro podzemní vody hlavním nebezpečím. Základním předpokladem, jak snížit nepříznivé účinky vysokých dávek umělých hnojiv na kvalitu podzemní vody, je dobrá znalost pohybu dusíku v celkovém oběhu podzemní vody a všech faktorů, které pomáhají nebo naopak brání zvyšování jeho obsahu v podzemních vodách *(Pelikán, 1983)*.

Je potřeba si uvědomit, že příčinou nárůstu obsahu dusičnanů v povrchových i podzemních vodách jsou především nesprávně volené dávky hnojiv a nevhodné termíny aplikace. Ukazuje se, že nejdůležitější je, aby se dusíkatá hnojiva dodávala rostlinám v optimálních dávkách a v době pro ně nejvhodnější. Jen tak lze dosáhnout

toho, aby byla většina dusíku dodaného do půdy rostlinami využita a ne ztracena (vyplavena do vody) *(Bulíček et al., 1977).*

Při nevhodné agrotechnice dochází vlivem vyplavení nebo eroze ke ztrátě 50 až 85 kg N. ha^{-1}. Rozhodující podíl z celkového dusíku (97-99 %) tvoří organická frakce, která je až na malé výjimky nepřístupná pro rostliny. Anorganické frakce vznikají mineralizací organické hmoty a jsou tvořeny hlavně ionty NH_4^+ (vázané na sorpční komplex) a NO_3^- převážně rozpuštěné v půdním roztoku. Tato forma dusíku je nejčastěji vyplavována do spodních vrstev půdy a podílí se na kontaminaci podzemních a povrchových vod *(Kalinová et al., 2007).*

Ve srovnání s dusíkem nebo draslíkem obsahují půdy fosforu jen málo, a to navíc většinou ve formách pro organismy nedostupných. K udržení vyšší hladiny přijatelného fosforu v zemědělských i lesních půdách a k náhradě fosforu odčerpaného v biomase plodin se používá hnojení fosforečnými hnojivy. Po vnesení rozpustných a tedy organismy přijatelných sloučenin fosforu do půdy je však často většina P fixována chemickými a fyzikálními mechanismy do nerozpustných sloučenin. Fosforečná hnojiva se proto obvykle aplikují v dávkách několikrát převyšujících potřeby plodin. Nadměrné vnášení fosforečných sloučenin do prostředí ve formě hnojiv i mnoha dalších výrobků má negativní důsledky v eutrofizaci vod *(Šimek, 2003)*.

Ze zemědělských pozemků se fosfor dostává do vod hlavně splachy. Obdobně jako u dusíku závisí množství fosforu splachovaného do vod na mnoha faktorech, jako je poloha polí, způsob orby, osevní postupy, správné obdělávání půdy ohrožené erozí, kvalita hnojiv a jejich zapravování do půdy. Je tedy zřejmé, že celkový přísun fosforu do vod je závislý především na realizaci příslušných opatření přímo v zemědělství *(Bulíček et al., 1977).*

2.2 Dusík

Dusík spolu s fosforem patří mezi nejdůležitější makrobiogenní prvky. Patří do skupiny tzv. nutrientů, které jsou nezbytné pro rozvoj mikroorganismů *(Pitter, 1999)*. Dusík je čtvrtou nejhojnější složkou živé hmoty *(Císař et al., 1987)*. Uplatňuje se při všech biologických procesech probíhajících v povrchových, podzemních a odpadních vodách a při biologických procesech čištění a úpravy vody *(Pitter, 1999).*

Rostliny a mikroorganismy přijímají dusík ve formě nitrátových, amonných a nitritových iontů. Je složkou mnoha důležitých biomolekul: bílkovin, nukleových kyselin, chlorofylu, chitinu atd. *(Šimek, 2003)*.

2.2.1 Zdroje

Dusík je v zemské kůře vzácný prvek (0,03 %), zato je však převládající součástí vzduchu (molekulární dusík N_2) a je hojný ve vulkanických plynech. Vyvřelé a přeměněné horniny obsahují dusíku velmi málo, a to ve formě plynné a jako amoniak (NH_3). Mnohem více dusíku obsahují usazené horniny a půda. Dusík je součástí ledků (dusičnanů, nitrátů), některých dalších vzácnějších nerostů a dále některých živic a uhlí. Nejčastější minerály jsou nitrokalit (dusičnan draselný KNO_3; nazývá se také ledek draselný) a nitronatrit (dusičnan sodný $NaNO_3$; také ledek sodný), který obsahuje kolem 16 % dusíku. K dalším dusíkatým nerostům patří nitrobaryt (dusičnan barnatý), nitrokalcit (vodnatý dusičnan vápenatý) a nitromagnezit (vodnatý dusičnan hořečnatý) *(Svoboda et al., 1983)*.

Splaškové odpadní vody jsou jedním z významných zdrojů anorganických a organických sloučenin dusíku. Dalším významným zdrojem dusíku jsou odpady ze zemědělství (z živočišné výroby a splachy ze zemědělsky obdělávané půdy hnojené dusíkatými hnojivy), z potravinářského průmyslu a některé průmyslové odpadní vody (např. z tepelného zpracování uhlí) *(Pitter, 1999)*.

Podle Pittera (1999) je důležitá specifická produkce dusíku připadajícího na 1 obyvatele za 1 den. Liší se podle vybavenosti bytů, podle počtu obyvatel připojených na veřejnou kanalizaci a podle podílu průmyslových odpadních vod. Při průzkumu v rámci „Projektu Labe“ byly v devadesátých letech zjištěny tyto hodnoty produkce dusíku připadající na jednoho obyvatele za 1 den:

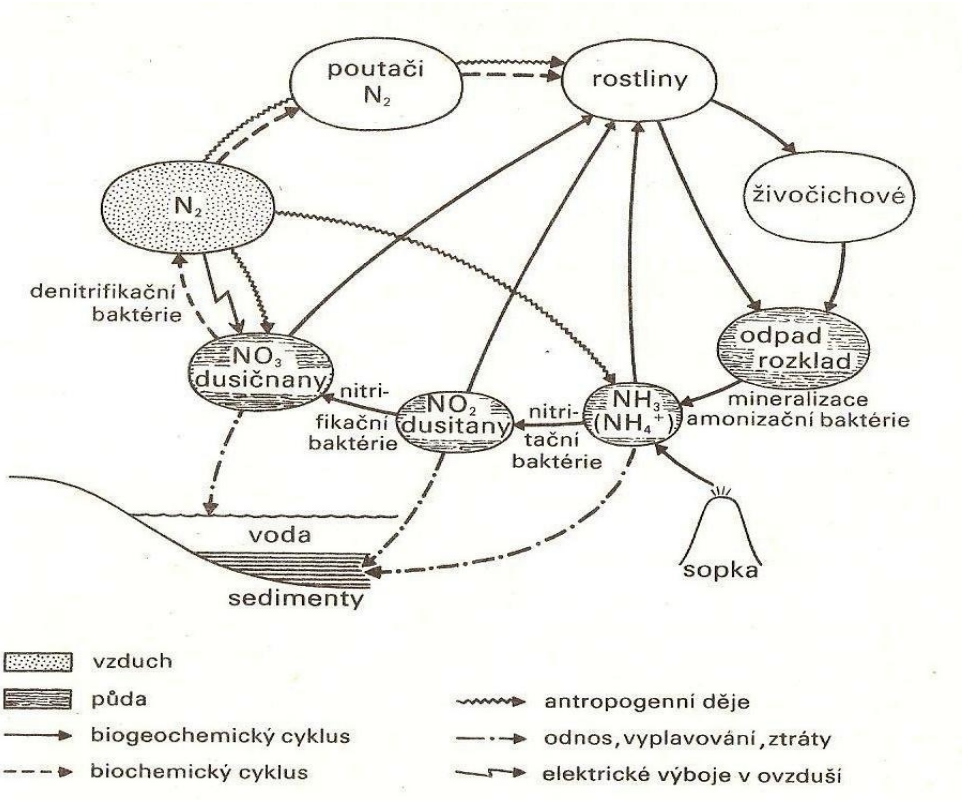
celkový dusík	11 g – 23g
organický dusík	3 g – 16 g
anorganický dusík	8 g – 10 g

Nejčastěji se počítá se specifickou produkcí celkového dusíku 12 g na 1 obyvatele za 1 den.

2.2.2 Globální cyklus dusíku

Přes 98 % veškerého dusíku na Zemi je obsaženo v litosféře, avšak naprostá většina tohoto dusíku se neúčastní globálního cyklu N. Hlavním aktivním zásobníkem dusíku je atmosféra. Atmosféra je primárním zdrojem většiny dusíku, který v současnosti koluje v biosféře *(Šimek, 2003)*.

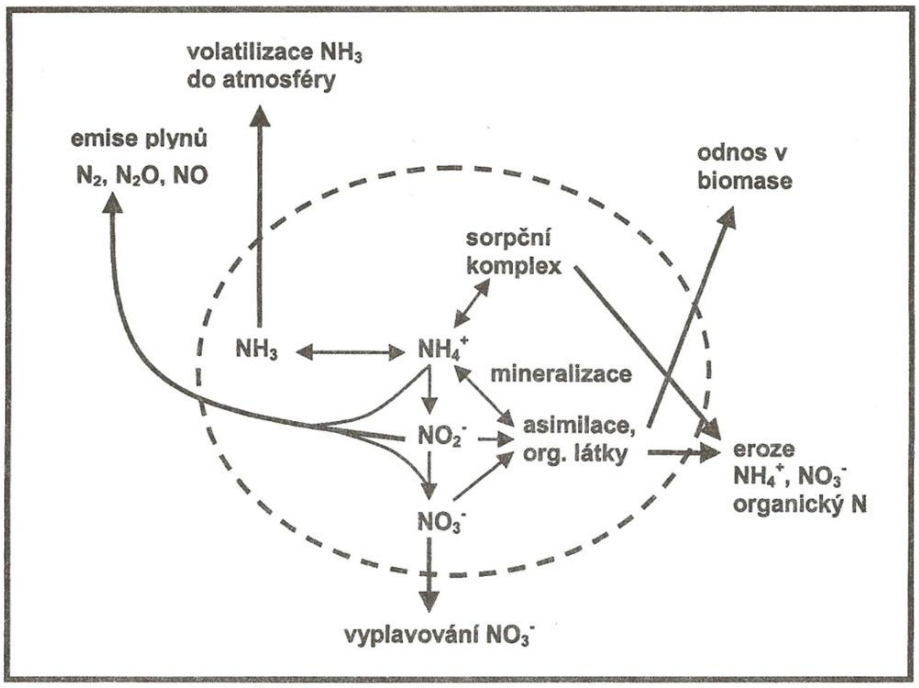
Naprostá většina biot není schopna atmosférický dusík využívat, přestože suchozemské organismy jsou obklopeny „mořem“ dusíku. Organismy jsou všeobecně schopny přijímat pouze dusík vyskytující se v anorganických (amoniak, dusitany, dusičnany) nebo organických sloučeninách (močovina, protein, nukleové kyseliny) *(Lellák a Kubíček, 1991)*. Právě činnost živých organismů je také nejvýznamnějším činitelem v oběhu dusíku v globálním měřítku. Kvantitativně největší je biogeochemický oběh v půdě a ve vodě; v obou těchto základních prostředích je dusík často limitující anorganickou živinou *(Císař et al., 1987)*.



Obr. č. 2: Cyklus dusíku (podle Císaře et al., 1987)

Biogeochemický cyklus dusíku je značně komplikovaný (obr. č. 2). Pevná trojná vazba mezi atomy molekulárního N_2 (N≡N) působí, že se dusík chová jako inertní plyn *(Lellák a Kubíček, 1991)*. Předpokladem každé reakce je rozbití této trojné vazby. V přírodě plní tento energeticky náročný úkol enzym nitrogenáza, kterou obsahuje mnoho druhů půdních mikroorganismů; známé jsou zejména bakterie rodu *Rhizobium*, žijící symbioticky s kořeny motýlokvětých rostlin. Tento proces je energeticky velmi náročný, příslušné mikroorganismy při něm spotřebují poměrně velké množství energie získané jinými metabolickými procesy. Tímto způsobem se fixuje dusík do organických sloučenin, z nichž přechází do četných jiných chemických forem organických i anorganických *(Moldan et al., 1979).*

Jak je zřejmé z obrázku č. 3, sestává cyklus dusíku v suchozemském ekosystému většinou z několika základních procesů *(Šimek, 2003)*. Dusík vázaný rostlinnou biomasou může být vylučován zčásti do prostředí, zčásti ho využívají konzumenti a zbytek se uvolňuje rozkladem uhynulých rostlin. Biomasou živočichů se část dusíku vrací do prostředí ve formě exkrečních produktů jako amoniak, močovina, aminokyseliny a kyselina močová a rozkladem tkání uhynulých živočichů. Organicky vázaný dusík je mineralizován a vylučován jako amoniak. Proces označujeme jako amonifikaci *(Lellák a Kubíček, 1991)*. Po odumření biomasy je amoniak z organických vazeb uvolněn. Může být znovu využit jako živina, vázán v půdě, volatilizován do atmosféry nebo nitrifikací převeden na nitrátovou formu (NO_3^-). Nitrátový dusík může být také využit jako živina, může být redukován na amoniak, vyplaven z půdy nebo denitrifikací převeden na plynný oxid dusný (N_2O) a molekulární dusík (N_2). V těchto formách se dusík vrací do atmosféry a cyklus N se uzavírá *(Šimek, 2003).*



Obr. č. 3: Hlavní přeměny dusíku v půdě a mechanismy jeho ztrát (podle Stevensona a Colea, 1999)

Kliner et al. (1978) uvádí, že v přírodním prostředí dochází ke koloběhu dusíku:

N **organický** (původní) – N **amoniakální** – N **dusitanový** – N **dusičný** – N **organický** (nový)

Cyklus dusíku v prostředí zcela zásadně ovlivňuje člověk tím, že těží dusíkaté horniny a minerály (ledky) a používá je jako hnojiva a jiné výrobky. Dusík z hnojiv a nepřeberného množství jiných výrobků se posléze po řadě přeměn vrací ve formě plynů zpět do atmosféry *(Šimek, 2003)*.

2.2.3 Dusík ve vodách

Větší množství dusičnanů se dostává do vod v důsledku jejich používání v zemědělství ve formě hnojiv a ze znečištění prostředí lidskými a zvířecími výkaly. Dusík z průmyslových hnojiv je hlavním zdrojem anorganického dusíku v povrchových vodách a na mnohých místech stimuluje růst řas (eutrofizaci). V povrchových vodách se organicky vázaný dusík objevuje jako produkt biologických procesů po vypouštění splaškových a některých průmyslových odpadních vod *(Zachar et al., 1987)*. Ačkoli dusík v podzemní vodě je především

antropogenního původu, geologický dusík, tj. dusík související s určitým geologickým utvářením sedimentárního původu, se zde také vyskytuje *(Chalk and Keeney, 1971; Boyce et al., 1976).*

Ve vodách se dusík vyskytuje jako amoniakální, dusitanový, dusičnanový a organicky vázaný. Distribuci jednotlivých forem určují složité chemické a biochemické procesy. Amoniakální dusík vzniká jako produkt mikrobiálního rozkladu organických dusíkatých látek, zejména proteinů, v redukčním prostředí. Dusitany vznikají ve vodách biochemickou oxidací amoniakálního dusíku nebo biochemickou redukcí dusičnanů. V pitných vodách jsou indikátory čerstvého znečištění. Dusičnany se v nízkých koncentracích nacházejí téměř ve všech vodách *(Zachar et al., 1987).* Podle Pittra (1999) se dusík vyskytuje ve vodách v různých oxidačních stupních, v iontové i neiontové formě. V úvahu přicházejí tyto oxidační stupně dusíku:

-III	amoniakální dusík (NH_4^+, NH_3), kyanatany (CNO^-), kyanidy (CN^-)
0	elementární dusík (N_2)
+I	hydroxylamin (NH_2OH), oxid dusný (N_2O)
+III	dusitanový dusík (NO_2^-)
+V	dusičnanový dusík (NO_3^-)

Koncentrace dusíkatých látek v tekoucí vodě se mění během roku v závislosti na průtoku a obsahu organických látek, na střídání a délce rychlejších a pomalejších úseků toku (doba zdržení) a na biologické aktivitě *(Lellák a Kubíček, 1991)*. V maximální koncentraci se dusičnany nacházejí v podzemních vodách v zimním, tj. mimovegetačním období, kdy se vyluhují z půdy, protože jsou jen velmi slabě zadržovány v půdním sorpčním komplexu. V letním, tj. vegetačním období, jsou naopak z vody odčerpávány vegetací. Maxima a minima závisí také na způsobu obdělávání půdy *(Pitter, 1999).*

Nadbytek dusíku v prostředí působí mnoho problémů. Vede ke znečistění vod (zejména nitráty), ke znečištění zemědělských produktů, jejichž kvalita se tak snižuje. Nadbytek dusíku v půdě a vodě je příčinou zvýšených emisí plynných sloučenin dusíku do ovzduší. Oxidy dusíku podporují tvorbu fotochemického smogu v troposféře i odbourávání ozonu ve stratosféře *(Šimek, 2003).*

2.3. Fosfor

Fosfor je po dusíku druhou hlavní živinou. Je prvkem, na jehož množství a dostupnosti v půdě podstatně závisí růst rostlin a jejich produktivita *(Šimek, 2003)*. Ztráty fosforu mohou mít negativní vliv na kvalitu půdy, podzemních vod, povrchových vod a atmosféry. Mohou mít také vliv na funkci ekosystému včetně Země jako celku *(Schröder et al., 2004)*.

Sloučeniny fosforu hrají významnou úlohu v přírodním koloběhu látek. Jsou nezbytné pro nižší i vyšší organismy, které je přeměňují na organicky vázaný fosfor. Po uhynutí a rozkladu organismů se fosforečnany opět uvolňují do prostředí. Zvlášť významně se fosforečnany uplatňují při růstu zelených organismů ve vodě (řas a sinic). Fosfor má klíčový význam pro eutrofizaci povrchových vod *(Pitter, 1999)*.

2.3.1 Zdroje

V zemské kůře je fosfor obsažen (asi 0,1 %) ve formě nerozpustných fosforečnanů vápníku, hořčíku, hliníku a železa. Nahromaděním těchto sloučenin vznikají ložiska fosfátových nerostů *(Lellák a Kubíček, 1991)*.

Přírodním zdrojem fosforu ve vodách je rozpouštění a vyluhování některých minerálů a zvětralých hornin. Hlavním primárním minerálem je apatit, variscit, strengit a vivianit *(Pitter, 1999)*. Fosforečnanů je velké množství druhů a jsou původu anorganického i organického. Nazývají se podle chemického složení, jejich synonymem jsou fosfáty. Větší ložiska fosfátů se vyskytují hlavně v sedimentech, méně často ve vyvřelých horninách. Přes 80 % vytěžených fosfátů se zužitkuje v zemědělství jako hnojivo (superfosfáty aj. odvozená hnojiva) *(Svoboda et al., 1983)*.

Antropogenním zdrojem anorganického fosforu je především aplikace fosforečných hnojiv a odpadních vod z prádelen, do kterých se dostávají fosforečnany z pracích prostředků (fosforečnanové prací prostředky obsahují až 5 % fosforu a někdy i více). Dalším zdrojem jsou polyfosforečnany používané v čisticích a odmašťovacích prostředcích a jako protikorozní nebo protiinkrustační přísady. Člověk vylučuje denně asi 1,5 g fosforu, který přechází do splaškových odpadních vod. Splaškové vody obsahují však také fosforečnany z pracích prostředků a tím se

specifická produkce fosforu zvyšuje na 2 až 3 g fosforu na 1 obyvatele za 1 den *(Pitter, 1999)*.

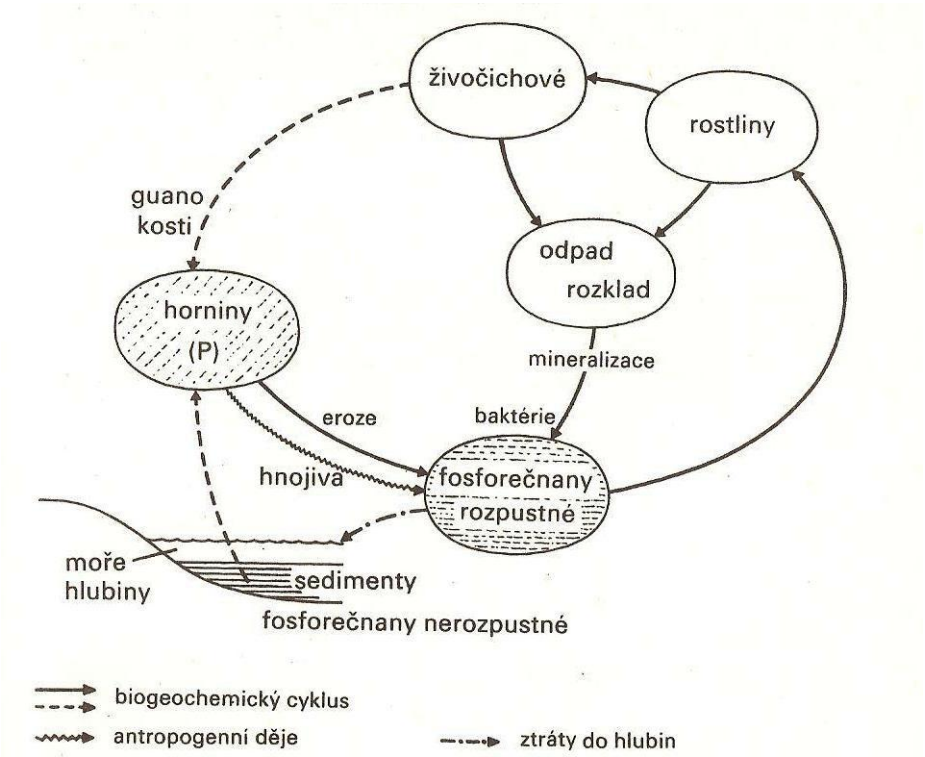
Zdrojem organického fosforu je fosfor obsažený v živočišných odpadech. Dalším zdrojem fosforu organického původu je rozkládající se biomasa fytoplanktonu a zooplanktonu, usazující se na dně jezer, nádrží a toků. Sloučeniny fosforu se dostávají do povrchových vod i z atmosférických depozic *(Pitter, 1999)*.

Na rozdíl od dusíku, síry a jiných prvků je velmi málo fosforu obsaženo v atmosféře, a to pouze v prachových částicích. Tomu odpovídají i poměrně nízké vstupy fosforu do půdy ve spadech *(Šimek, 2003)*.

2.3.2 Globální cyklus fosforu

Geochemický koloběh fosforu se liší od koloběhu ostatních hlavních biogenních prvků tím, že chybí jeho atmosférická část. Všechny typy atmosférického transportu jsou nevýznamné s výjimkou místního transportu uskutečňovaného mořskými ptáky, kteří jsou odpovědní za akumulaci guána (nahromaděný trus mořských ptáků, který obsahuje velké množství fosforu) *(Moldan et al., 1979)*.

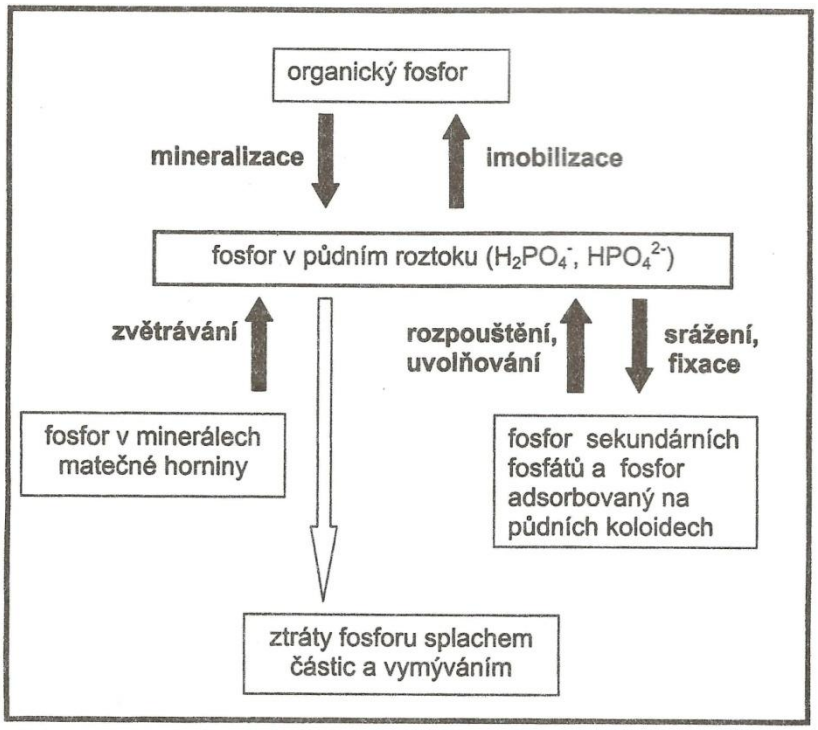
Jelikož nemůže být ani jedna z obvyklých sloučenin fosforu přemisťována atmosférou, sdílí fosfor s vodou pouze část jejího koloběhu – z litosféry do hydrosféry. Jestliže by na zemi neexistoval život v biosféře, pak by se stal oceán posledním rezervoárem fosforu. Návrat fosforu z hydrosféry do litosféry probíhá pouze přes biosféru a za normálních okolností je velmi pomalý *(Heteša a Kočková, 1997)*.



Obr. č. 4: Cyklus fosforu (podle Císaře et al., 1987)

Fosfor se dostává do prostředí zvětráváním minerálů, později i ve formě organických zbytků a v posledních staletích stále významněji přispěním člověka, který urychluje globální cyklus P *(Šimek, 2003)*.

Na obrázcích č. 4 a 5 vidíme, jak se fosfor dostává zvětráváním hornin do půdy a tam může být využit rostlinami ve formě fosfátu. Poté se stane součástí porostu nebo je navrácen do půdy vyloučením nebo rozkladem. Tento cyklus mezi organismy a půdou se často vyskytuje v ekosystémech se dvěma hlavními výjimkami: (1) fosfáty mohou vyluhovat z ekosystémů do podzemní vody, pokud nejsou absorbovány nebo vázány a (2) fosfáty držící se v půdních částicích mohou být odstraněny erozí. V obou těchto případech opustí fosfát ekosystém a skončí v oceánu. Jakmile je fosfor uložen do moře, vstupuje do časového rámce nutného pro navrácení cyklu zpět do pevninských systémů geologická oblast, tedy významný lokální cyklus, který udržuje fosfor v ekosystému *(Gliessman, 2007)*.



Obr. č. 5: Hlavní procesy přeměn fosforu v půdě (podle Fotha, 1990)

Přirozený pohyb fosforu je velmi pomalý, protože téměř chybí atmosférický transport *(Moldan et al., 1979).* V globálním měřítku a v dlouhodobém horizontu se tedy v případě fosforu spíše než o typický cyklus jedná o jednosměrný přesun P z hornin do sedimentů. Ty ovšem mohou být v geologicky významných časových intervalech ze dna moří vyzdviženy, mohou zformovat usazené horniny a z nich může být posléze fosfor opět zvětráván a dalšími procesy uvolňován a přesouván do nových sedimentů *(Šimek, 2003)*.

Člověk do tohoto koloběhu podstatně zasahuje produkcí fosforečných umělých hnojiv, která se vyrábějí úpravou přirozených těžených fosfátů. Kvantitativně je tento vliv značný *(Moldan et al., 1979).*

2.3.3 Fosfor ve vodách

Podzemní vody obsahují obvykle pouze velmi malé množství fosforečnanů geologického původu. Větší množství fosforečnanů obsahují povrchové vody v důsledku používání tenzidů, fosforečných hnojiv atd. Dalšími zdroji jsou splaškové odpadní vody a odumřelé vodní rostliny a živočichové. Sloučeniny fosforu významnou mírou přispívají k eutrofizaci vod *(Zachar et al., 1987).*

Fosforečnany se z hornin litosféry uvolňují především zvětráváním. Do vodních ekosystémů přicházejí ve formě rozpuštěných ortofosforečnanů nebo jejich sraženin, většinou fosforečnanu železitého *(Lellák a Kubíček, 1991)*.

V podzemních vodách mají fosforečnany indikační význam. Pokud jejich koncentrace v těchto vodách náhle vzroste, svědčí to o možnosti fekálního znečištění (pokud lze vyloučit znečištění způsobené fosforečnanovými hnojivy). Protože se snadno zadržují v půdě chemickými procesy a adsorpcí, má vzrůst jejich koncentrace značnou indikační hodnotu. Běžně se analyticky odlišuje celkový fosfor, orthofosforečnanový fosfor a fosfor vázaný v hydrolizovatelných fosforečnanech *(Pitter, 1999)*.

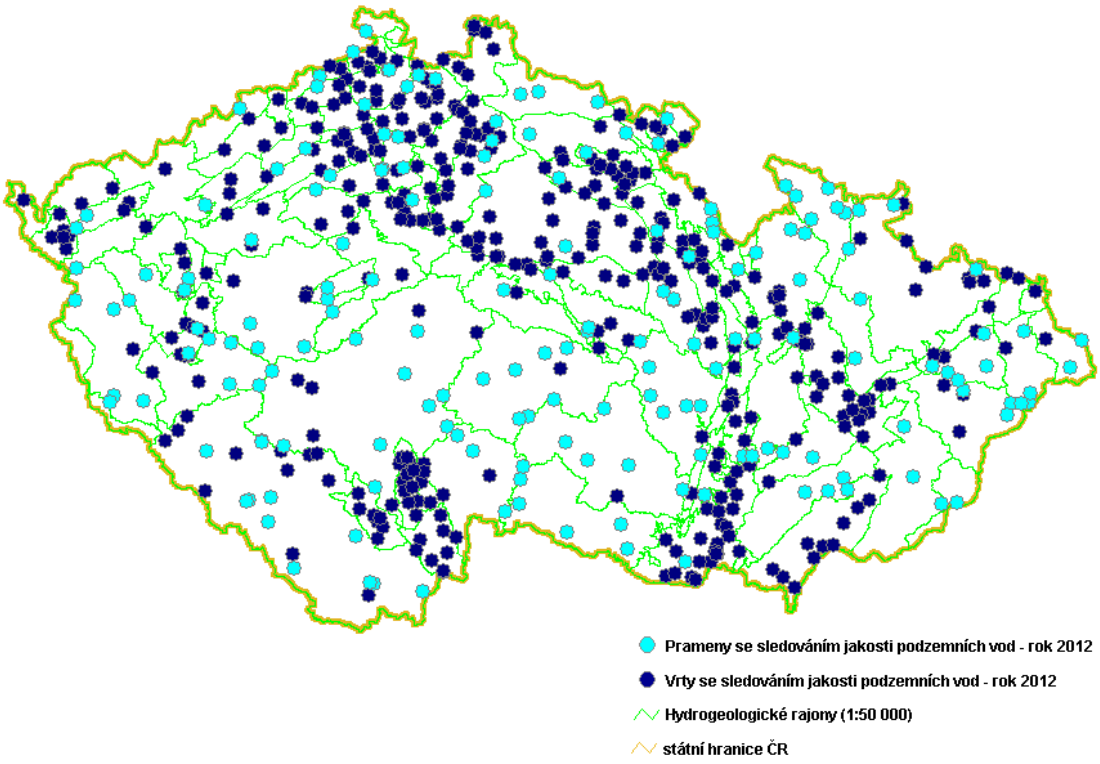
Podzemní vody zřídkakdy obsahují více než 0,1 mg/l fosforu. Pouze pokud prochází přes půdu obsahující fosfor nebo půdu znečištěnou organickým materiálem, může být tato hodnota vyšší *(Bartram a Ballance, 1996)*.

2.4 Sledování koncentrací dusíku a fosforu v podzemních vodách v ČR

Pozorování stavu podzemních vod nemá zdaleka tak dlouhou tradici jako pozorování vodních stavů v tocích. První pozorování vznikala ojediněle ve třicátých letech 20. století. Byly to jednak průzkumné sondy na Moravě v plánované trase výstavby Odersko – dunajského plavebního kanálu, jednak průzkumy prováděné k vyhledávání zdrojů pitné vody *(ČHMÚ, 2001)*.

Český hydrometeorologický ústav monitoruje jakost povrchových vod od roku 1963 a podzemních vod od roku 1984 *(Němec a Hladný, 2006)*. Na počátku rutinního sledování jakosti vod r. 1963 se zaznamenávaly převážně údaje týkající se kyslíkového režimu, živin, kovů a mikrobiologického znečištění. Během let počet stanovovaných ukazatelů rostl podle stupně poznání, dostupnosti technologií a finančních možností *(Kodeš a Leontovyčová, 2008)*.

Systematický monitoring jakosti podzemních vod byl postupně zaváděn od roku 1984. Pozorovací síť podzemních vod je tvořena prameny a vrty. Monitorovací síť na území ČR byla v roce 2012 tvořena 174 objekty pramenů, 212 mělkými kvartérními vrty a 265 hlubokými vrty *(ČHMÚ, 2013)*, jejich rozmístění je patrné z obrázku č. 6. Pro porovnání v roce 2001 tvořilo monitorovací síť jakosti podzemních vod 135 objektů pramenů, 145 mělkých kvartérních vrtů a 181 objektů hlubokých vrtů *(ČHMÚ, 2001)*.



Obr. č. 6: Mapa pozorovací sítě jakosti podzemních vod v roce 2012 (podle ČHMÚ, 2013)

Hluboké vrty jsou pro odlišení od vrtů mělkých označeny databázovým číslem vyšším než 7000. Tuto monitorovací síť tvoří 612 objektů ČHMÚ a 39 objektů (vrtů) náležejících do správy jiných organizací. Struktury s hlubším oběhem reprezentují objekty pramenů, které jsou celkem pravidelně rozmístěny po celém území ČR a dále hluboké vrty ve významných vodohospodářských oblastech (severočeská křída, moravské úvaly, jihočeské pánve a východočeské synklinály). Mělké vrty sledují podzemní vody v převážně kvartérních, zpravidla velmi propustných sedimentech, ve kterých se však velmi rychle šíří znečištění, způsobené většinou průmyslovou, zemědělskou nebo jinou antropogenní činností.

V roce 2012 bylo v podzemních vodách stanovovaných celkem 192 ukazatelů dvakrát za rok, a to v období jara a podzimu. Pro ukazatele týkající se nutrientů byly sledovány amonné ionty (NH_4^+), dusitany (NO_2^-), dusičnany (NO_3^-) a fosforečnany (PO_4^{3-}) *(ČHMÚ, 2013)*.

Veškeré výsledky měření jakosti povrchových a podzemních vod jsou uloženy v systému IS ARROW, který provozuje ČHMÚ. Systém umožňuje uložení a zpracování výsledků monitorovacích programů a jejich zveřejnění pro laickou i odbornou veřejnost na internetové adrese http://hydro.chmi.cz/isarrow.

2.5 Vývoj koncentrací dusíku a fosforu v podzemních vodách v ČR

Zdroje podzemních vod jsou často značně ohroženy jak kvalitativně, tak kvantitativně a toto ohrožení bývá většinou skryto přímému pohledu. Často se stává, že se znečištění podzemní vody projeví až za dlouhou dobu, když už je zasažen velký objem zvodně. Kontaminací jsou nejvíc ohroženy mělké zvodně, do kterých se znečišťující látky snadno dostanou; jsou situovány obyčejně v dobře propustných sedimentech. V některých případech může být ohrožena i zvodeň ležící hluboko pod povrchem terénu *(Štamberová et al., 1998)*.

Negativní vlivy antropogenní činnosti se projevují jednak kontaminací zdrojů, jednak narušováním přírodních podmínek oběhu vody. Proces ohrožování vodních zdrojů je velmi složitý a různorodý, jeho následky jsou buď povahy přechodné, nebo dlouhodobé až trvalé, místní nebo plošné a regionální. Z hlediska odstranění negativních zásahů se pak odlišují vlivy postižitelné asanací nebo přirozenou čisticí schopností přírodního prostředí od vlivů, které lze jen nesnadno nebo neekonomicky odstranit, popřípadě které nelze odstranit vůbec *(Kliner et al., 1978).*

Česká republika je ve světě známá relativně dobrou péčí o své zdroje podzemních vod a dobrou úrovní vodárenství. Problematickou stránku využití podpovrchových zdrojů však představuje kvalita neupravených podzemních vod.

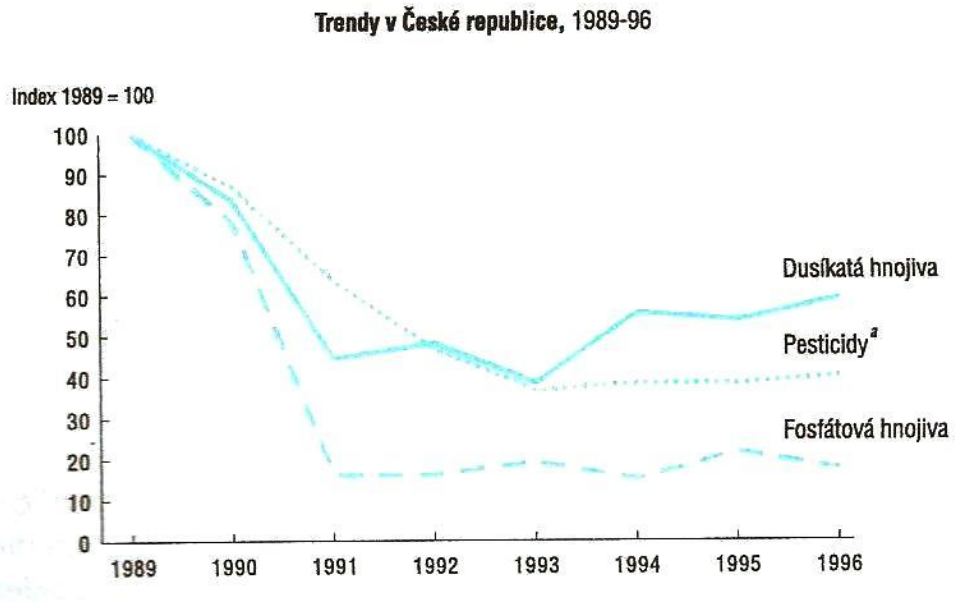
Kvalita podzemních vod se výrazně zhoršila v sedmdesátých a osmdesátých letech. Zemědělství vážně ovlivnilo kvalitu vody u zdrojů podzemní vody a mnoha umělých nádrží *(Ministerstvo životního prostředí ČR, 1999)*. V roce 1960 byly na vodárenských profilech Vltavy, Jizery a Želivky naměřeny maximální koncentrace

dusičnanů kolem 10 $mg.l^{-1}$, v roce 1980 byly zjištěny trojnásobky – max. 29-34 $mg.l^{-1}$. Spotřeba dusíkatých hnojiv (tabulka č. 1) v českých zemích v té době vzrostla čtyřnásobně, ze 100 tisíc tun v roce 1960 na 420 tisíc tun v roce 1980 přepočteno na čistý dusík *(Němec a Hladný, 2006)*.

Tabulka č. 1: Nárůst spotřeby umělých hnojiv v období 60. - 80. let na území tehdejší ČSSR (podle Pelikána, 1983)

Hnojiva	1965/66	1969/70	1973/74	1976/77	1979/80	Celkový vzrůst proti 1965/66 (%)
t čistých živin						
Dusíkatá	246 404	400 293	465 102	585 723	678 738	175,5
Fosforečná	254 519	312 350	377 765	423 694	504 994	98,4
Draselná	394 703	475 856	562 835	585 876	572 094	45,1
Celkem	895 626	1 188 499	1 405 702	1 595 293	1 755 826	96,0

Počátkem devadesátých let minulého století bylo znečištění vod vnímáno jako jeden z hlavních problémů životního prostředí České republiky. Většina významných vodních toků patřila do kategorií silně či velmi silně znečištěných a objevovaly se i vážné kontaminace vod podzemních *(Volaufová, 2008)*. Jak je patrné z obrázku č. 7, spotřeba dusíkatých hnojiv, fosfátů a pesticidů v období od r. 1989 do r. 1996 podstatně klesla. Průměrná spotřeba dusíkatých hnojiv byla v r. 1997 jen 5,8 $tuny/km^2$, což je hluboko pod průměrem zemí Organizace pro hospodářskou spolupráci a rozvoj (OECD) - 8,8 $tuny/km^2$ obdělávané půdy. Dále bylo podstatně omezeno vypouštění znečištění, především z větších komunálních a průmyslových bodových zdrojů. V souvislosti s výrazným omezením aplikace průmyslových hnojiv a pesticidů podstatně klesla i zátěž českých vod ze strany zemědělství *(Ministerstvo životního prostředí ČR, 1999)*.



Obr. č. 7: Zemědělské vstupy (podle Ministerstva životního prostředí ČR, 1999)

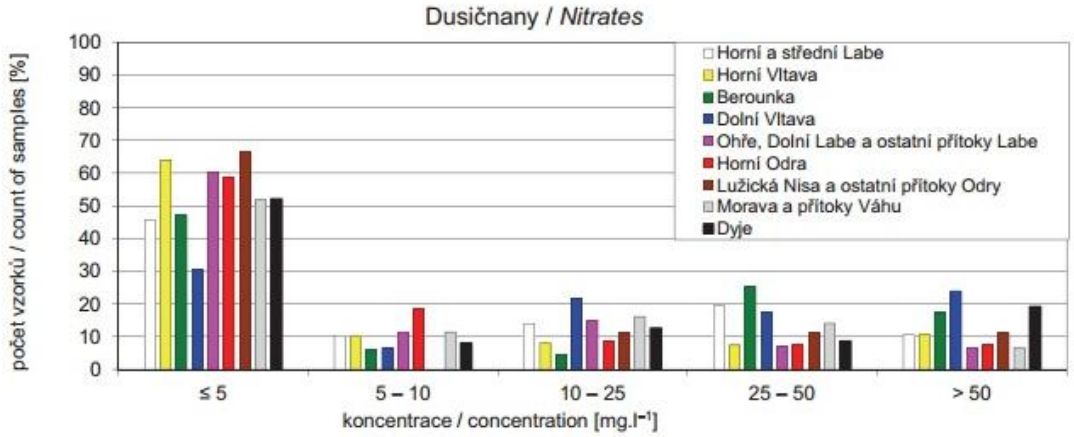
Ještě v roce 1989 neměla většina krajských a okresních měst vyřešeno ani základní čištění odpadních vod. Teprve v posledních letech dochází k nápravě tohoto stavu. Prakticky všechna okresní města jsou dnes vybavena čištěním odpadních vod s alespoň 75 % účinností v ukazateli BSK_5. Nově vybudované a rozšířené čistírny u velkých zdrojů znečištění zohledňují i potřebu likvidace nutrientů *(Němec a Hladný, 2006)*. V roce 2007 dosáhl podíl čištěných odpadních vod hodnoty 95,8 %, což je maximální hodnota od roku 1990 *(Volaufová, 2008)*.

Dlouhodobé změny vývoje zátěže vodních zdrojů ČR fosforem jsou méně pozitivní, než v případě organického znečištění, znečištění amonnými ionty nebo zátěže toxickými látkami. Částečný pokles, ke kterému došlo u plošných zdrojů emisí, je možné přičítat sníženému používání průmyslových hnojiv v devadesátých letech – v celkovém bilančním pohledu však není rozhodující. Hlavní roli v bilanci zátěže vodních zdrojů fosforem hraje stále ještě nedostatečná úroveň čištění odpadních vod. Většina čistíren odpadních vod v České republice není vybavena III. stupněm čištění, při kterém dochází k odstraňování anorganického dusíku a fosforu z odpadních vod *(Langhammer, 2010)*. V současné době je fosforu odstraňováno 85 % a dusíkatých látek pouze 71 % *(Volaufová, 2008)*.

V roce 2000 byla naměřena koncentrace dusičnanů u téměř poloviny vzorků do 5 $mg.l^{-1}$, což představuje pouze jednu desetinu limitu. Nad tuto normu se naopak

dostala asi devítina všech vzorků, podobně jako u detekce amonných iontů. Necelá desetina objektů sítě jakosti podzemních vod pak vykazovala nadnormativní koncentrace dusitanů. Výraznější zastoupení koncentrací dusičnanů lze pozorovat u mělkých vrtů a pramenů, zejména v lokalitách s tradičně vyšší intenzitou zemědělské a průmyslové činnosti. V hlubokých vrtech byl pozorován výskyt dusičnanů pouze sporadicky *(ČHMÚ, 2001).*

Výskyt dusíkatých látek na objektech podzemních vod v roce 2012 byl obdobný jako v předchozím roce, a to dusičnany (11.1 % nadlimitních vzorků) a amonné ionty (11.1 % nadlimitních vzorků). Dusitany se v podzemních vodách vyskytovaly jen ve velmi nízkých koncentracích. Významná je i skutečnost, že koncentrace dusičnanů u více než poloviny vzorků byla do 5 $mg.l^{-1}$, což představuje pouze jednu desetinu limitu pro podzemní vodu (obr. č. 8). U amonných iontů byly více než dvě třetiny stanovených hodnot pod mezí stanovitelnosti 0.05 $mg.l^{-1}$, což je rovněž desetina limitu pro podzemní vodu. Výraznější zastoupení koncentrací dusíkatých látek se objevuje zejména v lokalitách s tradičně vyšší intenzitou zemědělské a průmyslové činnosti (Dílčí povodí Dyje, Dolní Vltavy, Moravy a přítoků Váhu a Horní Odry) *(ČHMÚ, 2013).*



Obr. č. 8: Četnost hodnot dusičnanů ve vzorcích podzemních vod v roce 2012 podle oblasti povodí (podle ČHMÚ, 2013)

Koncentrace látek obsažených v mělkých vrtech je výrazně vyšší oproti objektům sledujícím hlubší oběhy podzemních vod. Přesto je zde možné pozorovat mírný, ale setrvale klesající trend obsahů znečišťujících látek, pravděpodobně jako důsledek poklesu objemu průmyslové i zemědělské produkce či postupného zavádění

správné zemědělské praxe šetrné k životnímu prostředí v posledních letech *(ČHMÚ, 2001)*.

Celkově lze shrnout, že jako nejvýraznější ukazatele znečištění podzemních vod se jeví dusíkaté látky (dusičnany a amonné ionty). Plošné znečištění podzemních i povrchových vod vysokými koncentracemi dusičnanů *(Němec a Hladný, 2006)* je způsobeno především vymýváním hnojiv a přípravků na ochranu rostlin z intenzivně využívané zemědělské půdy *(Volaufová, 2008)*. Dále pak dochází k překročení limitů spíše v podzemních vodách mělkých vrtů orientovaných do aluvií řek, které jsou antropogenní činností nejvíce ovlivněny *(Ministerstvo zemědělství, 2012)*.

Stav vodních zdrojů je i nadále vážný. Kvalitativní normy u podzemních vod (organické znečištění, ropné látky, nitráty) jsou překračovány na velké části měřících stanic a očekává se, že ke zlepšení bude docházet jen pomalu. Kontaminované sedimenty budou uvolňovat toxické látky do vodních ekosystémů ještě po dlouhou dobu *(Ministerstvo životního prostředí ČR, 1999)*. Lidé si mnohdy neuvědomují, že malé znečištění na povrchu může putovat pod zemí desítky let. Proto je nutné důsledně dbát o to, aby infiltrační území podzemních vod nebylo jakýmkoliv způsobem znečišťováno *(Němec a Hladný, 2006)*. Obecně se potvrdilo, že kvalita podzemních vod odráží procesy v přírodě s pomalou dynamikou, takže jakákoliv nápravná opatření se projevují v kvalitě vod s několikaletým zpožděním *(Štamberová et al., 1998)*.

3. MATERIÁL

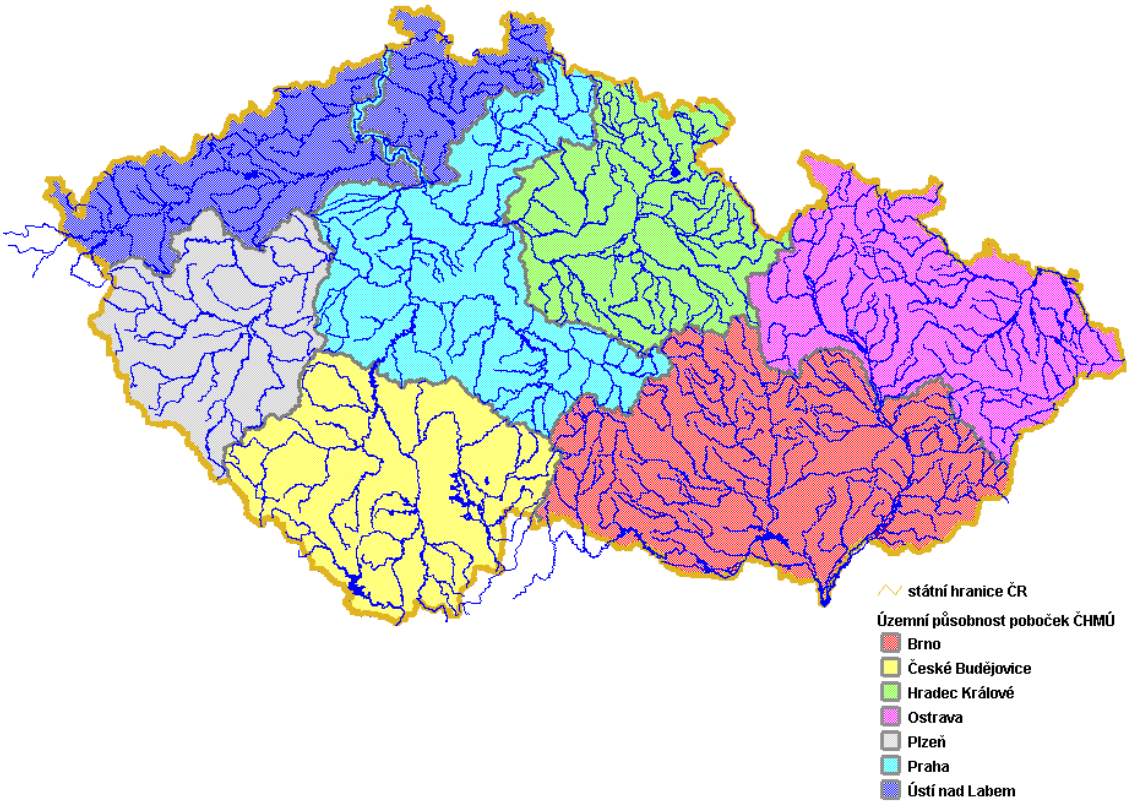
3.1 Sběr dat

K řešení trendů v časových řadách koncentrací nutrientů v podzemních vodách v České republice byla vybrána krajská města. Pro prostorovou analýzu byl vybrán okres České Budějovice, který má rozsáhlou síť pozorovacích objektů podzemních vod se sledováním jakosti v nejdelších časových řadách. Pro prostorovou analýzu koncentrací byla použita metoda vážené inverzní vzdálenosti (IDW) a metoda Thiessenových polygonů.

U trendové analýzy byly vybrány pozorovací objekty ve všech 14 krajích. Z toho 8 objektů se nachází přímo v krajských městech, u šesti krajských měst chyběla dostatečně dlouhá časová řada nebo se ve městě žádný pozorovací objekt nenacházel. Proto byl vybrán vhodný pozorovací objekt v nejbližší možné vzdálenosti od krajského města. Pro Středočeský kraj byl vyhledán objekt mimo území hlavního města Prahy, z důvodu odlišnosti od objektu reprezentujícího hlavní město Praha jako kraj. Pro prostorovou analýzu bylo vybráno celkem 15 pozorovacích objektů podzemních vod v okrese České Budějovice. Jedná se o 2 objekty pramenů a 13 objektů hlubokých vrtů. Dále byl použit pomocný pozorovací objekt pramene ze sousedního okresu Český Krumlov, který se nacházel v Rožmitále na Šumavě.

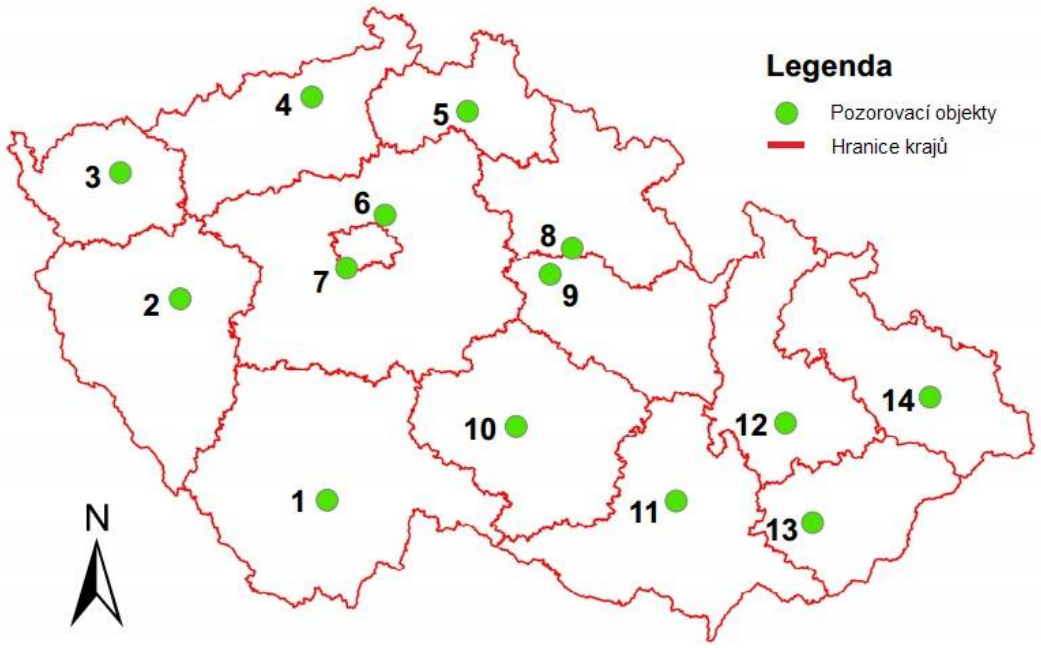
Celá práce hodnotí vývoj koncentrací dusičnanů a fosforečnanů v podzemních vodách za určité časové období. Vyhodnocení trendu vývoje koncentrací bylo provedeno za časové období let 1991-2012. Prostorová analýza koncentrací byla vyhodnocena pro jednotlivé roky 1991, 2001 a 2011. Výsledky použitých metod byly mezi sebou následně porovnány. Koncentrace dusičnanů a fosforečnanů byly měřeny 2x ročně v období jara a podzimu. Veškerá data byla získána ze systému IS ARROW, který provozuje ČHMÚ. Systém slouží pro uložení a zpracování výsledků monitorovacích programů a je volně dostupný na internetové adrese http://hydro.chmi.cz/isarrow.

Všechny pozorovací objekty podzemních vod spadají do působnosti Českého hydrometeorologického ústavu (ČHMÚ). Objekty v okrese České Budějovice spravuje pobočka ČHMÚ v Českých Budějovicích. Pozorovací objekty v krajských městech náleží do působnosti poboček v Brně, Českých Budějovicích, Hradci Králové, Ostravě, Plzni, Praze a Ústí nad Labem. Na obrázku č. 9 je znázorněna územní působnost jednotlivých poboček ČHMÚ.

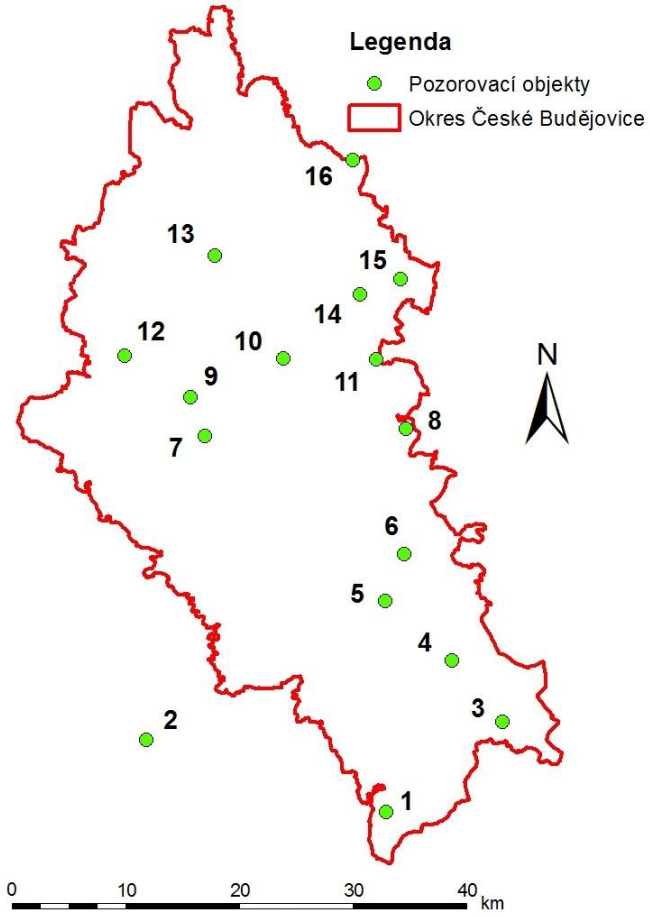


Obr. č. 9: Územní působnost poboček ČHMÚ (podle ČHMÚ, 2013)

Použité pozorovací objekty v krajských městech České republiky i v okrese České Budějovice jsou očíslovány a podrobně vyjmenovány v příslušné příloze. Na obrázku č. 10 jsou znázorněny pozorovací objekty nacházející se v krajských městech a jejich seznam je uveden v příloze č. 1. Pozorovací objekty podzemních vod v okrese České Budějovice jsou patrné z obrázku č. 11 a jejich seznam se nachází v příloze č. 2. Na obrázku č. 11 je dále znázorněn pod číslem 2 pozorovací objekt mimo okres České Budějovice. Pramen se nachází v obci Rožmitál na Šumavě v okrese Český Krumlov. Tento objekt byl použit jako pomocný při tvorbě Thiessenových polygonů a aplikaci metody IDW.



Obr. č. 10: Mapa umístění pozorovacích objektů v krajských městech



Obr. č. 11: Mapa umístění pozorovacích objektů v okrese České Budějovice

4. METODY

V první části práce je hodnocena koncentrace dusičnanů a fosforečnanů v krajských městech České republiky v období let 1991-2012. Pro popisné statistiky, které zachycují různé aspekty dat, byly vybrány charakteristiky centrální tendence (aritmetický průměr a medián) a charakteristiky rozptýlenosti (směrodatná odchylka, variační koeficient a rozptyl). Pro trendovou analýzu časových řad koncentrací byla použita metoda lineární regrese a metoda Mann-Kendallova testu.

Další část práce se zabývá prostorovou analýzou koncentrací dusičnanů a fosforečnanů v podzemních vodách v okrese České Budějovice pro roky 1991, 2001 a 2011. Jako nejvhodnější metoda porovnání vývoje koncentrací byla použita metoda vážené inverzní vzdálenosti (IDW) a metoda Thiessenových polygonů. Hodnoty průměrných koncentrací získaných pomocí jednotlivých metod byly mezi sebou následně porovnány a vyhodnoceny.

Všechna použitá data byla vyhodnocena pomocí softwaru Microsoft Office Excel 2007 od společnosti Microsoft, nadstavby XLSTAT od společnosti Addinsoft pro aplikaci Excel, Statistica 12 od společnosti StatSoft a ArcMap 10 od společnosti Esri.

Program Microsoft Excel 2007 sloužil pro sběr potřebných dat za sledované časové období získaných z databáze přístupné z webových stránek ČHMÚ. Dále byl použit pro prezentaci a vyhodnocení výsledných dat.

Program XLSTAT je nadstavbou aplikace Excel a rozšiřuje jeho analytické schopnosti. Je vhodný pro analýzu dat a tvorbu statistik. V tomto programu byla zpracována metoda Mann-Kendallova testu.

V programu Statistica 12 byly zpracovány popisné statistiky a trendová analýza časových řad koncentrací pomocí metody lineární regrese.

Pomocí softwaru ArcMap byly vytvořeny mapy rozmístění pozorovacích objektů v okrese České Budějovice a rozmístění objektů nacházejících se v krajských městech České republiky. Dalším krokem bylo vytvoření mapových výstupů prostorové analýzy koncentrací pomocí metod vážené inverzní vzdálenosti (IDW) a metody Thiessenových polygonů.

4.1 Statistické metody

V této práci byla pro vyhodnocení trendové analýzy časových řad koncentrací použita metoda jednoduché lineární regrese a Mann-Kendallova testu. Dále byly použity základní popisné statistiky. Jedná se o charakteristiky centrální tendence (aritmetický průměr, medián, horní a dolní kvartil) a rozptýlenosti (směrodatná odchylka, variační koeficient a rozptyl). Míry centrální tendence se snaží charakterizovat typickou hodnotu dat. Říká se jim míry polohy, protože určují, kde na číselné ose je vzorek rozložen. Míry rozptýlenosti zachycují velikost proměnlivosti dat v případech, kdy mají data se stejnou střední hodnotou různou rozptýlenost *(Hendl, 2006)*.

Aritmetický průměr

Aritmetický průměr je definován jako součet všech naměřených hodnot vydělený jejich počtem *(Hanousek a Charamza, 1992)*. Jeho stanovení je velmi jednoduché, založené na všech pozorovaných hodnotách. Součet odchylek jednotlivých hodnot od aritmetického průměru je vždy roven nule. Určitou nevýhodou je to, že je ovlivňován krajními, někdy značně extrémními hodnotami *(Kemel, 1996)*.

Medián

Je definován jako hodnota prvku, stojícího uprostřed řady uspořádané podle velikosti, např. sestupně. U souboru s lichým počtem prvků je dán hodnotou prostředního prvku, při sudém počtu je medián roven aritmetickému průměru dvou prostředních prvků *(Kemel, 1996)*. Medián jako charakteristika polohy má jednu velkou výhodu: není ovlivněn hodně velkými či hodně malými chybnými údaji (hodnotami) ve výběru. Této vlastnosti se říká robustnost *(Havránek, 1993)*.

Horní kvartil

Horní kvartil je definován jako hodnota, nad kterou se nachází čtvrtina pozorování *(Lepš, 1996)*.

Dolní kvartil

Je definován jako hodnota, pod kterou leží čtvrtina pozorování *(Lepš, 1996)*.

Směrodatná odchylka

Směrodatná odchylka je definována jako odmocnina z rozptylu. Používá se nejčastěji pro charakterizování variability *(Hanousek a Charamza, 1992).*

Variační koeficient

Je definován jako podíl směrodatné odchylky a aritmetického průměru. Vyjadřuje se obvykle v procentech (tj. násobí se 100) a udává, z kolika procent se podílí směrodatná odchylka na aritmetickém průměru. Používá se při porovnání variability znaků *(Čermáková a Střeleček, 1995).*

Interval spolehlivosti

Délka intervalu spolehlivosti závisí na hladině významnosti, se kterou ho určujeme. Hladina spolehlivosti je pravděpodobnost, s jakou se odhadovaný populační parametr ocitne v tomto intervalu při opakovaném provádění výběru. Nejpoužívanější hladiny jsou 90 %, 95 % nebo 99 %, ale použít lze i jinou hladinu. Když např. pracujeme s 95 % hladinou spolehlivosti, znamená to, že ze 100 vytvořených intervalů jich přibližně 95 pokryje hledanou hodnotu parametru. Interval spolehlivosti tedy není absolutně spolehlivý *(Hendl, 2006).*

Jednoduchá lineární regrese

Chceme-li vyjádřit závislost jedné proměnné na jiné, metodický postup se nazývá regrese. Předpokládáme při ní, že nezávislá proměnná je změřena přesně, zatímco závisle proměnná je zatížena náhodnou variabilitou. Nejjednodušším příkladem regrese je jednoduchá lineární regrese. Jednoduchá znamená, že máme jen jednu nezávislou proměnnou. Lineární znamená, že závislost můžeme vyjádřit přímkou. Nezávisle proměnnou značíme obvykle X a vynášíme ji na vodorovnou osu, závisle proměnná bývá značena Y a vynáší se na svislou osu *(Lepš, 1996).*

Metoda Mann-Kendallova testu

Metoda Mann-Kendallova testu je neparametrická metoda doporučená Světovou meteorologickou organizací a široce používaná při analýze prvků jako jsou srážky, odtok, teplota a kvalita vody. Je charakteristická tím, že vzorky nemusí splňovat určitou distribuci a jsou méně ovlivňovány přítomností odlehlých hodnot, které jsou typické pro hydrologická, meteorologická a jiná data *(Ren et al., 2011).*

Onoz a Bayazit (2003) uvádějí, že ve srovnání s parametrickými testy, jako je např. t-test, má Mann-Kendallova metoda vyšší sílu testu u nenormálního rozdělení dat, které se často vyskytuje u hydrologických záznamů. Mann-Kendallův test je založen na nulové hypotéze, kdy vzorek dat je nezávisle a stejně rozdělen *(Novotny a Stefan, 2007)*. Metoda vyžaduje, aby byly údaje řadově nezávislé. V případě, že údaje jsou pozitivně řadově korelovány, má Mann-Kendallův test tendenci přeceňovat význam trendu. Na druhé straně je při negativní řadové korelaci význam trendu podceňován *(Yue et al., 2002)*.

Mann (1945) a Kendall (1975) zjistili, že pozitivní nebo negativní hodnota statistického S představuje rostoucí nebo klesající trend. Pokud je hodnota p menší nebo rovna hladině významnosti, pak je nulová hypotéza zamítnuta a v datové řadě trend existuje. V opačném případě, pokud je hodnota p vyšší než hladina významnosti, nelze zamítnout nulovou hypotézu a v datové řadě trend neexistuje.

4.2 Metoda vážené inverzní vzdálenosti (IDW - inverse distance weighting)

Metoda vážené inverzní vzdálenosti je metoda pro interpolaci nepravidelně rozmístěných dat *(Jing a Wu, 2013)*. IDW předpokládá, že objekty, které jsou blízko sebe, jsou si více podobné než ty, které jsou od sebe vzdáleny. Každý bod má lokální vliv, který se s rostoucí vzdáleností zmenšuje *(Johnston et al., 2001)*. Metoda IDW se většinou používá u menších povodí. Nejprve je zvolen bod x, pro který bude vypočten srážkový úhrn. Nejčastěji se uvažuje geografické těžiště povodí a stanice v jeho okolí (většinou v určitém omezeném okruhu). Výpočet srážky je řešen jako vážený průměr, kdy váhou je převrácená hodnota vzdálenosti dané stanice od cílového bodu *(Daňhelka, 2007)*. Jing a Wu (2013) uvádějí, že body, které jsou dále od neznámého bodu x, budou mít v procesu interpolace menší váhu.

Metoda IDW byla vytvořena v programu ArcMap 10. Pro zjištění plošné koncentrace byla důležitá průměrná koncentrace dusičnanů a fosforečnanů v jednotlivých pozorovacích objektech pro porovnávané roky. Tyto hodnoty byly vloženy do atributové tabulky pozorovacích objektů. Pomocí funkce IDW v panelu nástrojů vznikla rastrová vrstva, v níž byla každému pixelu pomocí váženého průměru vypočtena koncentrace dusičnanů a fosforečnanů pro porovnávané roky. Váhou jednotlivých pixelů byla inverzní vzdálenost od pozorovacího objektu.

Pro prostorové rozložení koncentrací byl využit pomocný pozorovací objekt v sousedním okrese Český Krumlov. Vrstva byla oříznuta na území okresu České Budějovice.

Výsledkem metody byl mapový výstup rozdělující koncentrace dusičnanů a fosforečnanů v okrese České Budějovice pomocí barev ve zvolené barevné škále v příslušném roce. Tato metoda zobrazení plošného rozložení koncentrací byla vypracována zvlášť pro jednotlivé roky i pro jednotlivé jakostní ukazatele (dusičnany a fosforečnany). Koncentrace jsou uváděny v jednotkách $mg.l^{-1}$.

4.3 Metoda Thiessenových polygonů

Metoda Thiessenových polygonů v zásadě rozděluje povodí na části, které jsou přiřazovány k určitým stanicím na základě vzdálenosti od srážkoměrných stanic *(Daňhelka, 2007)*. Spojením srážkoměrných stanic přímkami získáme trojúhelníkovou síť, která pokrývá celé zkoumané povodí. Uprostřed stran trojúhelníků vedeme kolmice ke spojnicím a získáme z nich síť polygonů. Každý polygon zahrnuje území, v němž všechna místa leží ke srážkoměrné stanici uvnitř polygonu blíže než k ostatním stanicím mimo polygon. Srážky naměřené ve stanici uvnitř polygonu vztahujeme na všechny body v polygonu *(Šilar, 1996)*. Vstupujícím datům z jednotlivých stanic jsou následně přiřazeny váhy dle podílu plochy povodí příslušné k dané stanici.

Tato metoda je podle Bedienta a Hubera (2002) specifická pro každou síť pozorovacích objektů a není ovlivněna působením orografických účinků. Je pravděpodobně nejpoužívanější z dostupných metod pro stanovení plošné distribuce srážek. Metoda je vysoce objektivní a umožňuje postupné zpřesňování vah stanic s rostoucí délkou pozorovaného období. Nevýhodou metody je, že není flexibilní, protože pro každé nové území nebo při změně souboru srážkoměrných stanic (i při výpadku pozorování) se musí vytvořit nová síť polygonů *(Daňhelka, 2007)*.

I přes to, že je metoda nejčastěji používaná pro stanovení plošné distribuce srážek, lze ji využít i pro stanovení plošné koncentrace dusičnanů a fosforečnanů.

Pro tuto metodu byl použit program ArcMap 10. Thiessenovy polygony byly vytvořeny pomocí programového nástroje Create Thiessen Polygons v panelu

nástrojů ArcToolbox. Vstupní hodnotou je vrstva pozorovacích objektů a rozsah zpracování volíme okres České Budějovice. Tato funkce rozdělí území okresu na jednotlivé polygony vzhledem k vzájemné poloze pozorovacích objektů. Plocha každého polygonu má stejnou hodnotu koncentrace dusičnanů či fosforečnanů jako pozorovací objekt příslušný danému polygonu. Vzhledem k tomu, že byl použit pomocný pozorovací objekt v sousedním okrese, bylo nutné omezit Thiessenovy polygony na plochu okresu pomocí oříznutí.

Posledním krokem bylo zjištění plochy jednotlivých polygonů a výpočet průměrných koncentrací dusičnanů a fosforečnanů pomocí váženého průměru v programu Microsoft Excel 2007. Jako váha byla použita plocha jednotlivých polygonů.

5. VÝSLEDKY A DISKUZE

5.1 Statistické vyhodnocení koncentrací dusičnanů a fosforečnanů v krajských městech České republiky v období let 1991-2012

Vstupní hodnoty pro vypracování popisných statistik byly získány z pozorovacích objektů v jednotlivých krajských městech, které jsou znázorněny na obrázku č. 10 v kapitole 3.1 a popsány v seznamu pozorovacích objektů v příloze č. 1. Popisné statistiky byly zpracovány v programu Statistica 12. Koncentrace dusičnanů a fosforečnanů byly porovnány u krajských měst pro období let 1991-2012. Pro toto období byl vypočítán aritmetický průměr v intervalu spolehlivosti 95 %, medián, dolní a horní kvartil, směrodatná odchylka a variační koeficient. Výsledné hodnoty pro koncentrace dusičnanů jsou patrné z tabulky č. 2 a hodnoty pro koncentrace fosforečnanů jsou zaznamenány v tabulce č. 3. Všechny hodnoty jsou v jednotkách $mg.l^{-1}$, pouze variační koeficient je vyjádřen v %.

Dusičnany

Tabulka č. 2: Statistické vyhodnocení koncentrací dusičnanů v krajských městech v období let 1991-2012

Město	Aritm. průměr	Int. spolehl. -95%	Int. spolehl. +95%	Medián	Dolní kvartil	Horní kvartil	Směr. odchylka	Var. koef. [%]
Ostrava	62,79	61,01	64,58	63,10	61,50	66,40	5,65	8,99
Olomouc	2,47	1,62	3,33	1,20	1,00	2,80	2,77	111,88
Zlín	1,57	0,88	2,27	1,00	1,00	1,00	2,26	143,56
Brno	113,32	102,55	124,08	113,00	86,80	129,00	34,98	30,86
Jihlava	0,97	0,85	1,10	1,00	0,90	1,00	0,36	37,45
Hradec Králové	134,22	113,04	155,40	121,00	91,20	160,00	61,65	45,93
Pardubice	43,41	40,51	46,31	43,00	36,60	48,40	9,43	21,72
Mratín (Středočeský kraj)	9,36	2,73	15,98	1,00	1,00	1,20	21,52	230,00
České Budějovice	4,60	3,12	6,07	3,10	1,65	4,80	4,79	104,21
Plzeň	51,11	28,77	73,44	28,30	15,40	47,50	72,57	142,00
Praha (hl.m.Praha)	25,85	23,01	28,69	25,80	18,40	32,70	9,11	35,24
Karlovy Vary	12,72	7,51	17,94	7,15	1,00	16,40	13,97	109,80
Liberec	1,80	1,57	2,03	1,93	1,50	2,20	0,73	40,70
Ústí nad Labem	1,39	0,89	1,88	1,00	1,00	1,00	1,59	114,73

Ve sledovaném období let 1991-2012 jsou v jednotlivých krajských městech patrné výrazné rozdíly v naměřených koncentracích dusičnanů. Nejvyšší koncentrace jsou zaznamenány v Hradci Králové a Brně. V těchto městech dosahují koncentrace více než dvojnásobku povoleného limitu pro podzemní vody, který činí 50 $mg.l^{-1}$. Dalšími městy, ve kterých koncentrace přesahují nebo se velmi blíží povolenému limitu, jsou Ostrava, Plzeň a Pardubice. Naopak velmi nízké koncentrace dusičnanů byly za sledované období naměřeny v Jihlavě, Ústí nad Labem, Zlíně, Liberci a Olomouci.

Fosforečnany

Tabulka č. 3: Statistické vyhodnocení koncentrací fosforečnanů v krajských městech v období let 1991-2012

Město	Aritm. průměr	Int. spolehl. -95%	Int. spolehl. +95%	Medián	Dolní kvartil	Horní kvartil	Směr. odchylka	Var. koef. [%]
Ostrava	0,12	-0,04	0,29	0,05	0,03	0,05	0,52	423,60
Olomouc	0,25	0,12	0,38	0,08	0,05	0,35	0,41	165,50
Zlín	0,09	0,07	0,11	0,08	0,05	0,15	0,06	71,69
Brno	0,37	0,26	0,48	0,32	0,25	0,40	0,36	96,45
Jihlava	0,13	0,08	0,17	0,09	0,05	0,16	0,13	99,83
Hradec Králové	0,07	0,05	0,09	0,06	0,04	0,09	0,06	79,02
Pardubice	0,93	0,81	1,04	0,98	0,79	1,13	0,37	39,93
Mratín (Středočeský kraj)	0,05	0,04	0,06	0,05	0,04	0,05	0,03	57,04
České Budějovice	0,08	0,04	0,13	0,05	0,04	0,08	0,14	176,02
Plzeň	0,21	0,18	0,25	0,20	0,12	0,29	0,10	48,87
Praha (hl.m.Praha)	0,28	0,26	0,29	0,27	0,24	0,32	0,05	19,74
Karlovy Vary	0,07	0,05	0,09	0,06	0,03	0,10	0,05	66,44
Liberec	0,11	0,06	0,16	0,05	0,05	0,10	0,15	140,75
Ústí nad Labem	0,04	0,03	0,04	0,04	0,04	0,05	0,02	55,83

U koncentrací fosforečnanů v hodnoceném období let 1991-2012 nejsou v jednotlivých krajských městech patrné výrazné rozdíly v naměřených koncentracích. Naopak velmi nízké koncentrace fosforečnanů byly za sledované období naměřeny v Ústí nad Labem, Mratíně (Středočeský kraj), Hradci Králové, Karlových Varech a Zlíně.

5.2 Vyhodnocení trendů časových řad koncentrací dusičnanů a fosforečnanů v krajských městech České republiky v období let 1991-2012

5.2.1 Metoda jednoduché lineární regrese

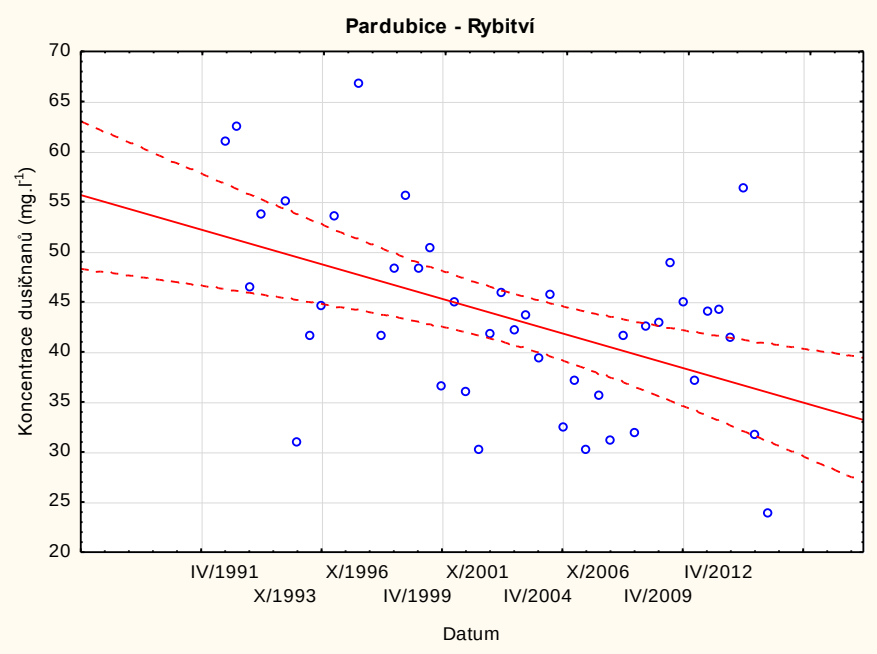
Cílem této kapitoly bylo určit, zda lze u jednotlivých krajských měst prokázat trend v poklesu či nárůstu koncentrací dusičnanů a fosforečnanů v období let 1991-2012. Pro tuto metodu byly použity hodnoty koncentrací naměřených na pozorovacích objektech uvedených v kapitole 3.1 na obrázku č. 10. Koncentrace dusičnanů se v jednotlivých krajských městech výrazně lišily. Na některých pozorovacích objektech byly naměřeny hodnoty daleko pod přípustným limitem 50 $mg.l^{-1}$, na jiných objektech koncentrace dusičnanů překračovaly limit i více než sedminásobně. Naproti tomu u fosforečnanů nebyly vypozorovány takto výrazné rozdíly v naměřených koncentracích u jednotlivých pozorovacích objektů. Hodnoty nedosahovaly na většině objektů vysokých hodnot.

K vypracování této metody byl využit program Statistica 12 a funkce testu jednoduché lineární regrese. Naměřené hodnoty u jednotlivých krajských měst byly testovány v intervalu spolehlivosti pro střední hodnotu μ na hladině spolehlivosti 1-α. V této práci byla zvolena hodnota α=0,05, poté tedy 1-α je 0,95. Takto vytvořený interval pokrývá s pravděpodobností 0,95 neznámou hodnotu střední hodnoty μ.

Výsledkem této metody je bodový graf pro jednotlivá krajská města, ve kterém byla na osu X vynesena jednotlivá data měření koncentrací a na osu Y byly vyneseny koncentrace dusičnanů či fosforečnanů v jednotkách $mg.l^{-1}$. V grafech je patrná přímka, která znázorňuje trendy koncentrací v krajských městech. Města jsou seřazena v tabulce č. 4 pro dusičnany a v tabulce č. 5 pro fosforečnany, kde je uvedena dosažená hladina významnosti p, trend a jeho průkaznost.

Dusičnany

Pomocí testu jednoduché lineární regrese byly zjištěny statisticky průkazné trendy s klesajícím charakterem. Jednalo se o města Olomouc, Hradec Králové a Pardubice. V těchto městech byla dosažená hladina významnosti <0,05. Z grafu č. 1 jsou patrné dosažené koncentrace dusičnanů v krajském městě Pardubice v jednotlivých letech a statisticky průkazný klesající trend.



Graf č. 1: Trend v časových řadách koncentrací dusičnanů v Pardubicích

Přestože je klesající trend průkazný, dosahují koncentrace dusičnanů zejména v Hradci Králové vysokých hodnot. Nejvyšší koncentrace dusičnanů byla naměřena v roce 1991 a činila 285 $mg.l^{-1}$, což je více než pětinásobek povoleného limitu. V tomto městě probíhalo měření koncentrací pouze do roku 2008, kdy byla zjištěna hodnota 122 $mg.l^{-1}$, tzn. povolený limit je stále více než dvojnásobně překračován. V Pardubicích nedocházelo v posledních letech k překročení limitu, ale bylo zjištěno, že v podzimním období byly každoročně naměřeny vyšší koncentrace dusičnanů než v jarním období. U krajského města Olomouc dosahovaly koncentrace dusičnanů nejvýše jedné pětiny limitu pro pitné vody.

Churáčková et al. (2010) prováděla studii hodnotící koncentrace dusičnanů v pramenech a vrtech na území Královéhradeckého a Pardubického kraje naměřené v roce 2007, dobu zdržení podzemní vody a možnosti efektivního monitoringu kontaminace. Obsah dusičnanů v pramenech dosahoval hodnot 6–130 $mg.l^{-1}$, v průměru 45 $mg.l^{-1}$. Zcela jiná byla situace u vrtů, kde 67 % studovaných vrtů ČHMÚ mělo koncentrace dusičnanů pod 4 $mg.l^{-1}$. Na druhou stranu se zde vyskytovaly hluboké vrty, u kterých koncentrace dusičnanů dosahovaly hodnot až 82 $mg.l^{-1}$. Studie dokládá, že je nutné rozlišovat mezi aktivně proudící vodou v kolektorech, která obsahuje dusičnany, v některých případech organické polutanty a má dobu zdržení obvykle v řádu prvních desítek let a vodou stagnující či proudící

velmi pomalu, která často neobsahuje dusičnany v důsledku denitrifikace. Zatímco aktivně proudící vodu lze zkoumat na pramenech a intenzivně jímaných vrtech, vrty monitorovací sítě ČHMÚ a běžné vrty (bez intenzivního čerpání) zachycují velmi často pouze vodu stagnující či proudící velmi pomalu. Klasické monitorovací vrty v mnoha případech nemusí zachytit rychlé změny v kvalitě podzemních vod, popř. pohybující se kontaminaci po preferenčních zónách proudění.

Podle ČHMÚ (2012) se dusičnany do podzemních vod snadno vyplavují jako důsledek zemědělské či průmyslové činnosti v krajině a představují významný dlouhodobý indikátor hlavně antropogenního znečištění, neboť ve vodě jsou poměrně stabilní, což dokazuje i jejich výskyt ve všech typech objektů podzemních vod sítě jakosti. Výraznější zastoupení koncentrací dusíkatých látek lze pozorovat zejména v lokalitách s tradičně vyšší intenzitou zemědělské a průmyslové činnosti.

Jediným statisticky průkazným rostoucím trendem byly koncentrace dusičnanů v Brně. Zde dosáhla hladina významnosti hodnoty p=0,03. Nejvyšší naměřená koncentrace dosahovala hodnoty 186 $mg.l^{-1}$. Za poslední desetiletí zde došlo k nárůstu koncentrací přibližně o jednu třetinu.

V ostatních krajských městech nebyl zjištěn žádný trend v poklesu či nárůstu koncentrací dusičnanů za pozorované období. Zjištěná hladina významnosti převyšovala hodnotu p=0,05 a trendy v těchto městech jsou statisticky neprůkazné.

Významný vliv na vývoj koncentrací dusičnanů má velikost zdroje podzemní vody a jeho následná reakce na případnou změnu ve způsobu obhospodařování. Šeda (2003) na základě výsledků laboratorních analýz v časových řadách od 70. až 80. let minulého století do roku 2000 až 2002 porovnal koncentrace dusičnanů v podzemních vodách a zjistil, že malé zdroje s rychlým oběhem podzemní vody a s výraznou rozkolísaností koncentrací dusičnanů reagují na změnu způsobu zemědělského obhospodařování pozemků rychleji než zdroje velké. Obecně se tento stav v posledních několika letech projevuje snižováním koncentrace dusičnanů v podzemních vodách menších zdrojů. Odlišná je situace u většiny velkých vodních zdrojů s prostorově rozsáhlým oběhem podzemní vody. Reakce na změnu způsobu zemědělského obhospodařování pozemků je velmi pomalá s předpokladem retardace mnoha let. Obecně se tento stav, alespoň u velkých zdrojů námi sledovaných,

projevuje v posledních letech zvyšováním koncentrace dusičnanů v podzemních vodách.

Výsledky trendů v časových řadách koncentrací dusičnanů v krajských městech České republiky v hodnoceném období let 1991-2012 získaných pomocí jednoduché lineární regrese jsou uvedeny v tabulce č. 4. Ve sloupci hladina významnosti je uvedena dosažená hodnota. Pokud překračuje hladinu významnosti p=0,05, jedná se o statisticky neprůkazný trend. V opačném případě, pokud je dosažená hladina významnosti p<0,05, jedná se o statisticky průkazný trend. Dále je v tabulce uvedeno, zda se jedná o klesající či rostoucí charakter trendu.

Tabulka č. 4: Trendy v časových řadách koncentrací dusičnanů v krajských městech ČR – metoda jednoduché lineární regrese

Město	**Hladina význam. p**	**Průkaznost**	**Trend**
České Budějovice	0,34	ne	-
Plzeň	0,06	ne	-
Karlovy Vary	0,25	ne	-
Ústí nad Labem	0,85	ne	-
Liberec	0,53	ne	-
Mratín	0,99	ne	-
Praha	0,64	ne	-
Hradec Králové	0,01	ano	klesající
Pardubice	9.10^{-4}	ano	klesající
Jihlava	0,27	ne	-
Brno	0,03	ano	rostoucí
Olomouc	2.10^{-4}	ano	klesající
Zlín	0,11	ne	-
Ostrava	0,07	ne	-

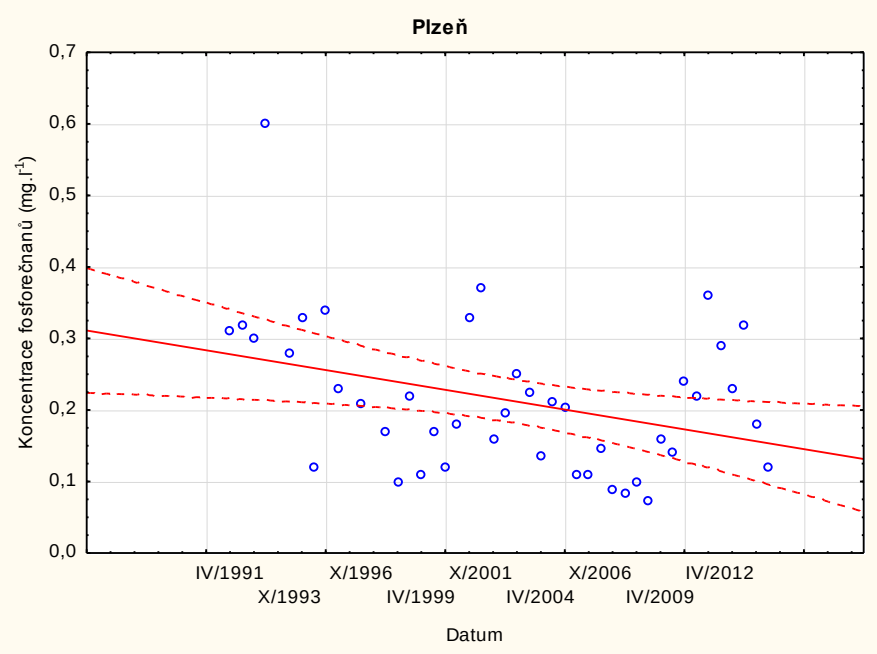
Koncentrace dusičnanů se nedaří snižovat zejména v důsledku plošného znečištění, přestože aplikace dusíkatých zemědělských hnojiv v posledních dvou letech poklesla. Svoji roli hraje také stagnace a v roce 2010 zvýšení vypouštění dusíku z bodových zdrojů znečištění *(Ministerstvo životního prostředí, 2012)*.

Výsledky studia koncentrací dusičnanů v podzemní vodě ukazují na nutnost monitoringu obsahů dusíkatých látek v podzemní vodě v zemědělsky obhospodařovaných oblastech. Jak dokumentují uvedené výsledky, je setrvalost dusičnanů v podzemní vodě a případný pokles jejich koncentrací dlouholetou záležitostí. Je pozdě hledat zdroj dusičnanové kontaminace, když koncentrace

dusičnanů v podzemní vodě překračují limitní hodnotu. Lze konstatovat, že řada organizačních opatření včetně změn způsobu hospodaření v území, která by měla zamezit či alespoň omezit pokračující kontaminaci podzemních vod dusíkatými látkami, se neprojeví okamžitě, ale až za deset a více let *(Kadlecová et al., 2008)*.

Fosforečnany

Při hodnocení trendů v časových řadách koncentrací fosforečnanů byly zjištěny pouze tři průkazné trendy. První statisticky průkazný trend klesajícího charakteru byl zjištěn v Plzni, kde hladina významnosti dosáhla p=0,02. Naměřené hodnoty koncentrací fosforečnanů jsou patrné z grafu č. 2. V tomto městě nebyly naměřeny vysoké koncentrace. Největší hodnota byla zjištěna v roce 1992 a činila 0,6 mg.l^{-1}. Další průkazný klesající trend byl objeven v Brně.



Graf č. 2: Trend v časových řadách koncentrací fosforečnanů v Plzni

Poslední statisticky průkazný trend byl zjištěn v Ústí nad Labem. V tomto městě je průkazný rostoucí trend na dosažené hladině významnosti p=3.10^{-4}. Přestože dochází k nárůstu hodnot, jedná se o nárůst v řádech setin mg.l^{-1}. Největší naměřená koncentrace dosahovala 0,10 mg.l^{-1} v podzimním období roku 2007.

V ostatních krajských městech nebyl zjištěn žádný trend v poklesu či nárůstu koncentrací fosforečnanů za pozorované období let 1991-2012. Zjištěná hladina

významnosti převyšovala hodnotu p=0,05 a trendy v těchto městech byly statisticky neprůkazné.

Výsledky trendů v časových řadách koncentrací fosforečnanů v krajských městech České republiky v hodnoceném období let 1991-2012 získaných pomocí jednoduché lineární regrese jsou uvedeny v tabulce č. 5. Ve sloupci hladina významnosti je uvedena dosažená hodnota. Pokud překračuje hladinu významnosti p=0,05, jedná se o statisticky neprůkazný trend. Pokud je dosažená hladina významnosti p<0,05, jedná se o statisticky průkazný trend. Dále je v tabulce uvedeno, zda se jedná o klesající či rostoucí trend.

Tabulka č. 5: Trendy v časových řadách koncentrací fosforečnanů v krajských městech ČR – metoda jednoduché lineární regrese

Město	**Hladina význam. p**	**Průkaznost**	**Trend**
České Budějovice	0,33	ne	-
Plzeň	0,02	ano	klesající
Karlovy Vary	0,88	ne	-
Ústí nad Labem	3.10^{-4}	ano	rostoucí
Liberec	0,53	ne	-
Mratín	0,10	ne	-
Praha	0,16	ne	-
Hradec Králové	0,31	ne	-
Pardubice	0,69	ne	-
Jihlava	0,79	ne	-
Brno	0,03	ano	klesající
Olomouc	0,98	ne	-
Zlín	0,88	ne	-
Ostrava	0,89	ne	-

Poměrně dobře se daří snižovat koncentrace a zamezovat překračování norem environmentální kvality pro organické znečištění a celkový fosfor. Především v první polovině 90. let významně ovlivnila zlepšení jakosti vod restrukturalizace průmyslu a průmyslových technologií. Pokles vnosu fosforu byl podpořen omezením používání fosfátů v pracích prostředcích od října 2006. Za poslední dva roky vykazuje významnější pokles i aplikace fosforečných hnojiv v zemědělství *(Ministerstvo životního prostředí, 2012)*.

5.2.2 Metoda Mann-Kendallova testu

Metoda Mann-Kendallova testu byla vytvořena v programu XLSTAT 2015. Pomocí funkce Time a zvolení položky Mann-Kendall trend tests byla zjištěna hladina významnosti pro koncentrace dusičnanů a fosforečnanů v jednotlivých krajských městech. Jako časové řady byly zvoleny koncentrace dusičnanů a fosforečnanů a zvolena hodnota alternativní hypotézy tau. Po provedení výpočtu bylo dle dosažené hladiny významnosti posouzeno, zda bude nulová hypotéza zamítnuta a trend v časové řadě existuje nebo nulovou hypotézu nezamítneme a trend v časové řadě neexistuje. Podle kladné či záporné hodnoty S byl určen rostoucí nebo klesající trend.

Výstupy Mann-Kendallova testu z programu XLSTAT 2015 pro krajská města jsou zobrazeny v příloze č. 3. Tučně jsou pod pojmem „p-value“ vyjádřeny vypočítané hladiny významnosti. Výsledky metody jsou shrnuty v tabulce č. 6 pro dusičnany a v tabulce č. 7 pro fosforečnany. V kapitole 5.2.3 jsou porovnány výsledky trendů v časových řadách dusičnanů a fosforečnanů získaných metodou jednoduché lineární regrese a metodou Mann-Kendallova testu.

Dusičnany

Pomocí neparametrické metody Mann-Kendallova testu byly zjištěny statisticky průkazné trendy v časových řadách koncentrací dusičnanů v období let 1991-2012 celkem v osmi krajských městech (tab. č. 7). Ve čtyřech krajských městech byl zjištěn klesající trend koncentrací dusičnanů. Jednalo se o České Budějovice, Hradec Králové, Pardubice a Olomouc. V Liberci, Jihlavě, Brně a Zlíně byl zjištěn rostoucí charakter trendu. U zbylých krajských měst docházelo ve sledovaném časovém období k poklesu či nárůstu koncentrací dusičnanů, trend však nebyl statisticky průkazný.

V tabulce č. 6 jsou uvedeny výsledky testu pro krajské město České Budějovice. Hladina významnosti dosáhla hodnoty $p<1.10^{-4}$, což znamená, že trend je statisticky průkazný. Hodnota S určuje charakter trendu. V případě Českých Budějovic je hodnota S záporná a jedná se tedy o klesající trend.

Tabulka č. 6: Výsledky Mann-Kendallova testu pro určení trendu v časových řadách koncentrací dusičnanů v Českých Budějovicích

Mann-Kendall trend test / Two-tailed test:

Kendall's tau	-0,519
S	-443,000
Var(S)	8493,667
p-value (Two-tailed)	**< 0,0001**
alpha	0,05

Tabulka č. 7: Trendy v časových řadách koncentrací dusičnanů v krajských městech ČR – metoda Mann-Kendallova testu

Město	**Hladina význam. p**	**Průkaznost**	**Trend**
České Budějovice	$<1.10^{-4}$	ano	klesající
Plzeň	0,283	ne	-
Karlovy Vary	0,464	ne	-
Ústí nad Labem	0,37	ne	-
Liberec	0,022	ano	rostoucí
Mratín	0,058	ne	-
Praha	0,645	ne	-
Hradec Králové	0,005	ano	klesající
Pardubice	0,034	ano	klesající
Jihlava	0,0003	ano	rostoucí
Brno	$<1.10^{-4}$	ano	rostoucí
Olomouc	$<1.10^{-4}$	ano	klesající
Zlín	4.10^{-4}	ano	rostoucí
Ostrava	0,351	ne	-

V Českých Budějovicích byl prokázán klesající trend, což dokazuje skutečnost, že hodnoty koncentrací dusičnanů jsou poloviční v porovnání s hodnotami, které byly naměřeny v období 90. let minulého století. V Liberci dosahují koncentrace dusičnanů maximální hodnoty 3,8 $mg.l^{-1}$, avšak i přes statisticky průkazný rostoucí trend nedosahují naměřené koncentrace vysokých hodnot. V Hradci Králové, Pardubicích a Olomouci dochází k mírnému poklesu koncentrací dusičnanů. V Jihlavě a Zlíně byl dle Mann-Kendallova testu zjištěn rostoucí trend, ale koncentrace dusičnanů nejčastěji dosahují mimo výjimky hodnoty 1 $mg.l^{-1}$, což jsou velmi nízké koncentrace. V Brně došlo ve srovnání s obdobím

90. let minulého století k výraznému nárůstu koncentrací, kdy maxima dosahují hodnot 179 $mg.l^{-1}$.

Fosforečnany

U koncentrací fosforečnanů byl zjištěn průkazný trend v časových řadách v šesti krajských městech (tab. č. 9). V Plzni a Brně byl prokázán klesající trend. Rostoucí trend byl na základě Mann-Kendallova testu zjištěn v Karlových Varech, Mratíně, Praze a Ostravě. V tabulce č. 8 jsou uvedeny výsledky testu pro krajské město Plzeň. Trend je v tomto městě statisticky průkazný s dosaženou hladinou významnosti p=0,037. Dle záporné hodnoty S se jedná o klesající trend.

Tabulka č. 8: Výsledky Mann-Kendallova testu pro určení trendu v časových řadách koncentrací fosforečnanů v Plzni

Plzeň

Mann-Kendall trend test / Two-tailed test:

Kendall's tau	-0,224
S	-192,000
Var(S)	8502,667
p-value (Two-tailed)	**0,037**
alpha	0,05

Tabulka č. 9: Trendy v časových řadách koncentrací fosforečnanů v krajských městech ČR – metoda Mann-Kendallova testu

Město	**Hladina význam. p**	**Průkaznost**	**Trend**
České Budějovice	0,333	ne	-
Plzeň	0,037	ano	klesající
Karlovy Vary	0,017	ano	rostoucí
Ústí nad Labem	0,321	ne	-
Liberec	0,687	ne	-
Mratín	0,047	ano	rostoucí
Praha	0,026	ano	rostoucí
Hradec Králové	0,105	ne	-
Pardubice	0,34	ne	-
Jihlava	0,196	ne	-
Brno	1.10^{-4}	ano	klesající
Olomouc	0,079	ne	-
Zlín	0,514	ne	-
Ostrava	$<1.10^{-4}$	ano	rostoucí

Koncentrace fosforečnanů u většiny měst, u kterých byl zjištěn průkazný trend, dosahuje hodnot do 0,1 $mg.l^{-1}$, toto množství je velmi nízké a kvalitu podzemních vod neohrožuje. Nejvyšší koncentrace byla naměřena v roce 2001 v Praze a činila 0,39 $mg.l^{-1}$, i přes statisticky průkazný rostoucí trend nedošlo za posledních deset let k překročení této hodnoty.

5.2.3 Porovnání výsledků použitých metod v trendech časových řad koncentrací dusičnanů a fosforečnanů v krajských městech ČR

Metodou jednoduché lineární regrese a metodou Mann-Kendallova testu byly zjišťovány trendy v časových řadách koncentrací dusičnanů a fosforečnanů v krajských městech České republiky. Dosažené výsledky pomocí obou metod pro koncentrace dusičnanů jsou patrné z tabulky č. 10. Porovnání výsledků pro koncentrace fosforečnanů je uspořádáno v tabulce č. 11.

Dusičnany

Tabulka č. 10: Porovnání výsledků jednotlivých metod v trendech časových řad koncentrací dusičnanů v krajských městech ČR

Město	**Jednoduchá lineární regrese**			**Mann-Kendallův test**		
	p	**Průkaznost**	**Trend**	**p**	**Průkaznost**	**Trend**
České Budějovice	0,34	ne	-	$<1.10^{-4}$	ano	klesající
Plzeň	0,06	ne	-	0,283	ne	-
Karlovy Vary	0,25	ne	-	0,464	ne	-
Ústí nad Labem	0,85	ne	-	0,37	ne	-
Liberec	0,53	ne	-	0,022	ano	rostoucí
Mratín	0,99	ne	-	0,058	ne	-
Praha	0,64	ne	-	0,645	ne	-
Hradec Králové	0,01	ano	klesající	0,005	ano	klesající
Pardubice	9.10^{-4}	ano	klesající	0,034	ano	klesající
Jihlava	0,27	ne	-	0,0003	ano	rostoucí
Brno	0,03	ano	rostoucí	$<1.10^{-4}$	ano	rostoucí
Olomouc	2.10^{-4}	ano	klesající	$<1.10^{-4}$	ano	klesající
Zlín	0,11	ne	-	4.10^{-4}	ano	rostoucí
Ostrava	0,07	ne	-	0,351	ne	-

Z tabulky č. 10 je patrné, že metoda jednoduché lineární regrese vyhodnotila statisticky průkazné trendy ve čtyřech krajských městech. Klesající trend byl průkazný v Hradci Králové, Pardubicích a Olomouci. Naopak rostoucí trend byl zjištěn v Brně.

Mann-Kendallův test ukazuje průkazné trendy v osmi krajských městech. Ve čtyřech krajských městech se shoduje s výsledky lineární regrese. Navíc určil další průkazný klesající trend v Českých Budějovicích a rostoucí trend byl zjištěn v Liberci, Jihlavě a Zlíně. Metoda Mann-Kendallova testu není ovlivňována odlehlými hodnotami v takové míře jako metoda jednoduché lineární regrese, proto má vyšší sílu testu. Výsledky získané pomocí Mann-Kendallovy metody mají vyšší průkaznost.

Fosforečnany

Tabulka č. 11: Porovnání výsledků jednotlivých metod v trendech časových řad koncentrací fosforečnanů v krajských městech ČR

Město	**Jednoduchá lineární regrese**			**Mann-Kendallův test**		
	p	**Průkaznost**	**Trend**	**p**	**Průkaznost**	**Trend**
České Budějovice	0,33	ne	-	0,33	ne	-
Plzeň	0,02	ano	klesající	0,04	ano	klesající
Karlovy Vary	0,88	ne	-	0,02	ano	rostoucí
Ústí nad Labem	3.10^{-4}	ano	rostoucí	0,32	ne	-
Liberec	0,53	ne	-	0,69	ne	-
Mratín	0,10	ne	-	0,05	ano	rostoucí
Praha	0,16	ne	-	0,03	ano	rostoucí
Hradec Králové	0,31	ne	-	0,11	ne	-
Pardubice	0,69	ne	-	0,34	ne	-
Jihlava	0,79	ne	-	0,20	ne	-
Brno	0,03	ano	klesající	1.10^{-4}	ano	klesající
Olomouc	0,98	ne	-	0,08	ne	-
Zlín	0,88	ne	-	0,51	ne	-
Ostrava	0,89	ne	-	$<1.10^{-4}$	ano	rostoucí

Z tabulky č. 11 je vidět, že metoda jednoduché lineární regrese vyhodnotila statisticky průkazné trendy ve třech krajských městech. Klesající trend byl průkazný v Plzni a Brně. Naopak rostoucí trend byl zjištěn v Ústí nad Labem.

Mann-Kendallův test zjistil průkazné trendy v šesti krajských městech. Ve dvou krajských městech se shoduje s výsledky lineární regrese. Navíc určil

průkazný rostoucí trend v Karlových Varech, Mratíně, Praze a Ostravě. Jak bylo uvedeno v kapitole 5.2.3 pro dusičnany, má Mann-Kendallův test vyšší sílu testu, proto jsou jeho výsledky průkaznější.

U sledovaných ukazatelů koncentrací došlo v letech 1993–2010 ke snížení průměrných ročních koncentrací v podzemních vodách. Vývoj za posledních deset let zaznamenal u většiny uvedených ukazatelů již pouze mírný pokles či stagnaci průměrných koncentrací oproti předchozímu desetiletí *(Ministerstvo životního prostředí, 2012)*.

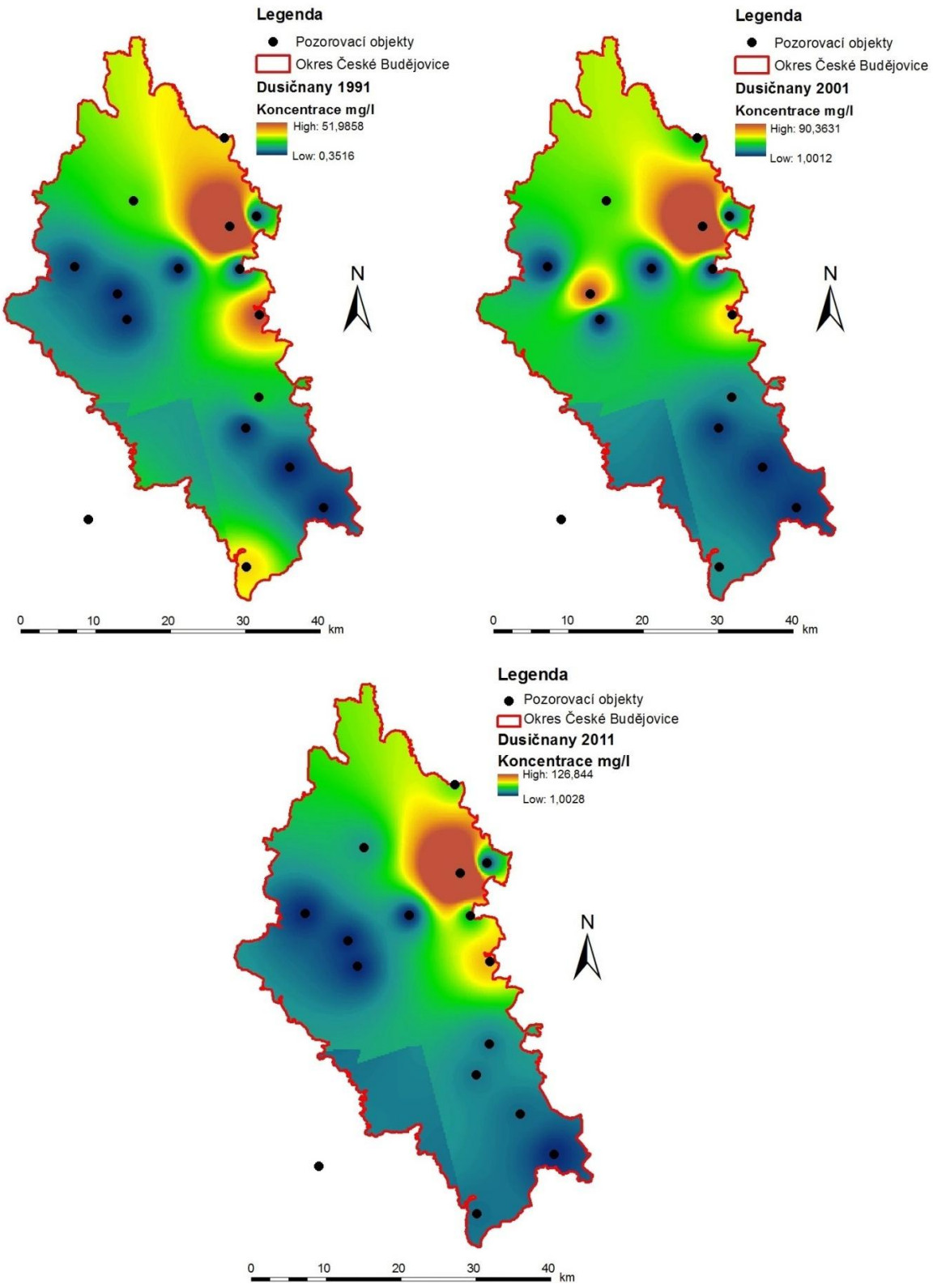
Shan et al. (2015) prováděl studii týkající se trendů v časových řadách referenční evapotranspirace v severní Číně. Pro výpočet byla použita metoda lineární regrese a metoda Mann-Kendallova testu. V území byly prokázány převážně klesající trendy a výsledky obou metod byly velmi podobné. V této diplomové práci zjistila metoda Mann-Kendallova testu dvojnásobné množství průkazných trendů u koncentrací dusičnanů i fosforečnanů. Yue a Pilon (2004) uvádějí výhodu této metody, která spočívá v neovlivnění výsledku odlehlými hodnotami. Naopak metoda lineární regrese je těmito hodnotami ovlivněna. V koncentracích dusičnanů i fosforečnanů hodnocených v této práci se velmi často vyskytují velké výkyvy hodnot, což vysvětluje výsledky získané oběma metodami.

5.3 Prostorová analýza koncentrací dusičnanů a fosforečnanů v okrese České Budějovice

5.3.1 Metoda vážené inverzní vzdálenosti (IDW)

Tato metoda byla vytvořena v programu ArcMap 10. Výstupem je rastrová vrstva průměrných ročních koncentrací dusičnanů a fosforečnanů v okrese České Budějovice. Koncentrace jsou vyjádřeny jednotlivými barvami na barevné škále a udávány v jednotkách $mg.l^{-1}$. Pomocí metody byly získány hodnoty koncentrací pro jednotlivé pixely i průměrná koncentrace jakostních ukazatelů pro jednotlivé roky. Hodnoty koncentrací dusičnanů a fosforečnanů v příslušných letech jsou uvedeny v kapitole 5.3.3.

Dusičnany



Obr. č. 12: Prostorové rozložení koncentrací dusičnanů v okrese České Budějovice v letech 1991, 2001 a 2011

Na obrázku č. 12 je znázorněno porovnání koncentrací dusičnanů v okrese České Budějovice v letech 1991, 2001 a 2011. Hnědou barvou jsou vyznačena místa s nejvyšší koncentrací dusičnanů. V roce 1991 se nejtmavší místa vyskytovala v okolí obcí Ševětín a Horní Miletín. V těchto místech dosahuje koncentrace nejvyšších hodnot, které se pohybují okolo 50 $mg.l^{-1}$. Okolí obce Ševětín dosahuje hodnot téměř až 52 $mg.l^{-1}$, což je hodnota, která přesahuje limit stanovený pro koncentraci dusičnanů v podzemní vodě. Statutární město České Budějovice se nachází v modrém spektru, což znamená velmi nízké koncentrace dusičnanů do 1 $mg.l^{-1}$.

Při hodnocení stavu koncentrací dusičnanů v roce 2001 je jediným pozitivním jevem pokles koncentrace v pozorovacím objektu Horní Stropnice, kde se hodnota koncentrace ve srovnání se stavem v roce 1991 snížila na polovinu. Naopak se téměř zdvojnásobila koncentrace dusičnanů v objektu Ševětín a došlo k nárůstu koncentrace v pozorovacím objektu Dasný.

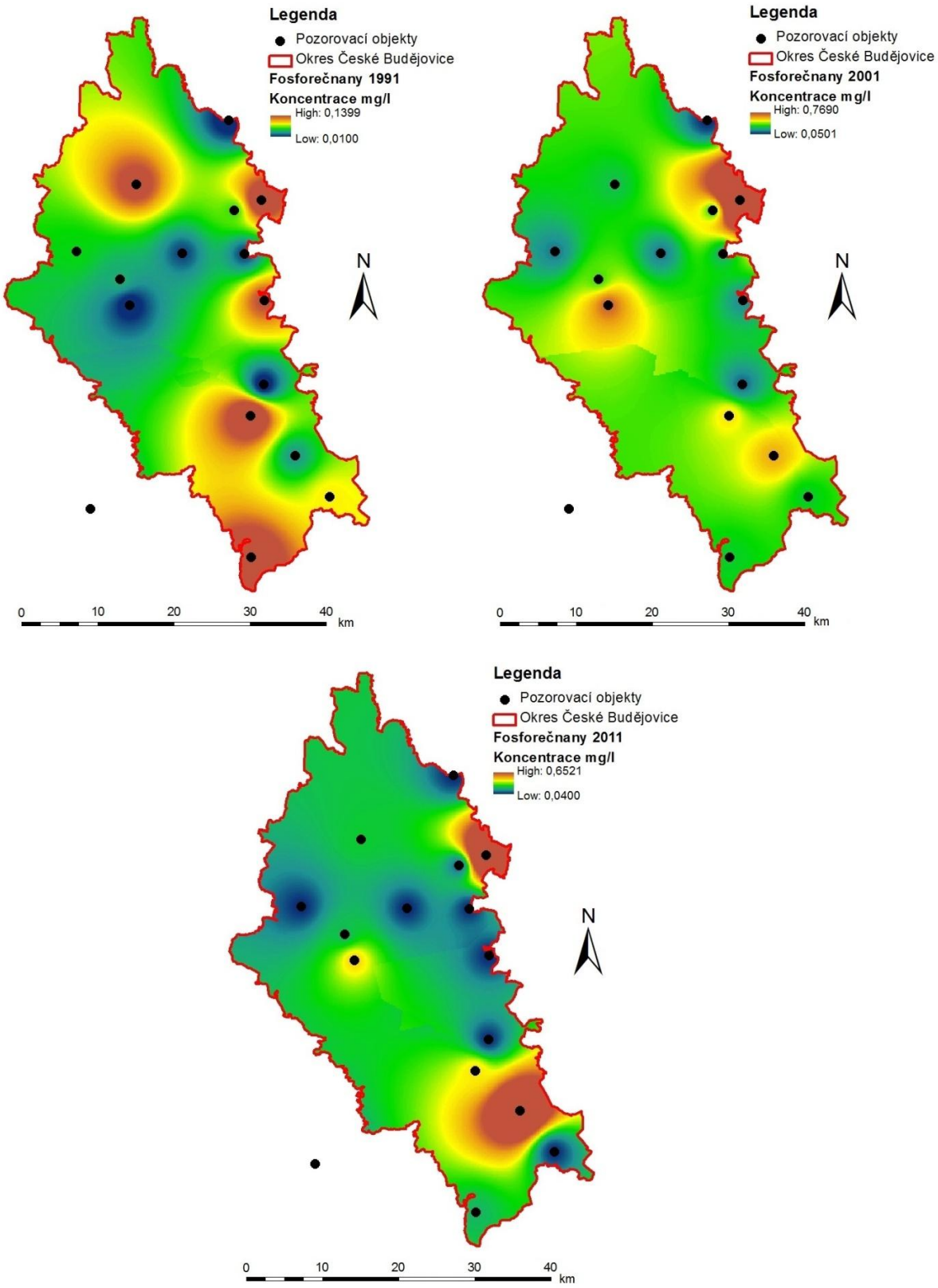
V roce 2011 se na většině pozorovacích objektů koncentrace pohybují na stejných hodnotách jako v roce 2001 nebo došlo k jejich mírnému poklesu. V pozorovacím objektu Ševětín došlo k dalšímu nárůstu koncentrace dusičnanů oproti předchozím rokům. Koncentrace zde přesahuje limit 50 $mg.l^{-1}$ více než dvojnásobně. Keprtová et al. (2012) uvádí, že předpokládaným zdrojem kontaminace je především plošná aplikace kejdy z velkovýkrmny vepřů v lokalitě Mazelov, plošná aplikace umělých hnojiv a pravděpodobný příspěvek z lokálních zdrojů kontaminace v ostatních místech živočišné výroby. Znečištění podzemních vod v této oblasti ohrožuje lokální kontaminace z areálu společnosti AP Dynín, kde se nachází sklad kapalných minerálních hnojiv. V pozorovacím objektu je zřetelná dlouhodobá tendence zvyšování koncentrací dusičnanů.

Podle Ministerstva zemědělství (2012) se v roce 2011 dusičnany vyskytovaly v 12,1 % nadlimitních vzorků. Rovnoměrné rozmístění dusičnanů po ploše území poukazuje na oblasti se zvýšenou zemědělskou aktivitou. Významná je i skutečnost, že koncentrace dusičnanů u více než poloviny vzorků byla do 5 $mg.l^{-1}$, což představuje pouze jednu desetinu limitu pro podzemní vodu. Kvítek et al. (2012) uvádí, že průkazně nejvýznamnějším faktorem prostředí ovlivňujícím dusičnanové znečištění je podíl orné půdy v povodí. Podíl vodních ploch v povodí je taktéž

důležitým faktorem. Čím je více orné půdy v povodí, tím je vyšší zatížení dusičnany, a čím více je vodních ploch v povodí, tím je tato situace naopak lepší.

Porovnáním hodnot zjištěných za jednotlivé roky lze konstatovat, že koncentrace dusičnanů u většiny pozorovacích objektů stagnuje a u malé části objektů dochází k nárůstu koncentrací dusičnanů. Tuto teorii potvrzuje i Kadlecová et al. (2008), která uvádí, že dusičnany v podzemní vodě mají převážně organický původ a jsou výsledkem zemědělské činnosti v sedmdesátých a osmdesátých letech minulého století. Je pravděpodobné, že i za předpokladu snížené aplikace dusíkatých hnojiv po roce 1989 bude mírný nárůst koncentrací dusičnanů pokračovat po následující desetiletí vlivem značné střední doby zdržení podzemní vody.

Fosforečnany



Obr. č. 13: Prostorové rozložení koncentrací fosforečnanů v okrese České Budějovice v letech 1991, 2001 a 2011

Na obrázku č. 13 je znázorněno porovnání koncentrací fosforečnanů v okrese České Budějovice v letech 1991, 2001 a 2011. Hnědou barvou jsou vyznačena místa s nejvyšší koncentrací fosforečnanů. V roce 1991 se jednalo o obce Olešník, Dynín, Horní Miletín, Horní Stropnice a Třebeč. V těchto místech koncentrace dosahují hodnot 0,11-0,14 $mg.l^{-1}$.

V roce 2001 se mimo pozorovacího objektu v Horním Miletíně, kde došlo k mírnému poklesu koncentrace, na všech pozorovacích objektech zvýšily koncentrace fosforečnanů. To dokazuje skutečnost, že modré barvy ve srovnání s rokem 1991 ubylo.

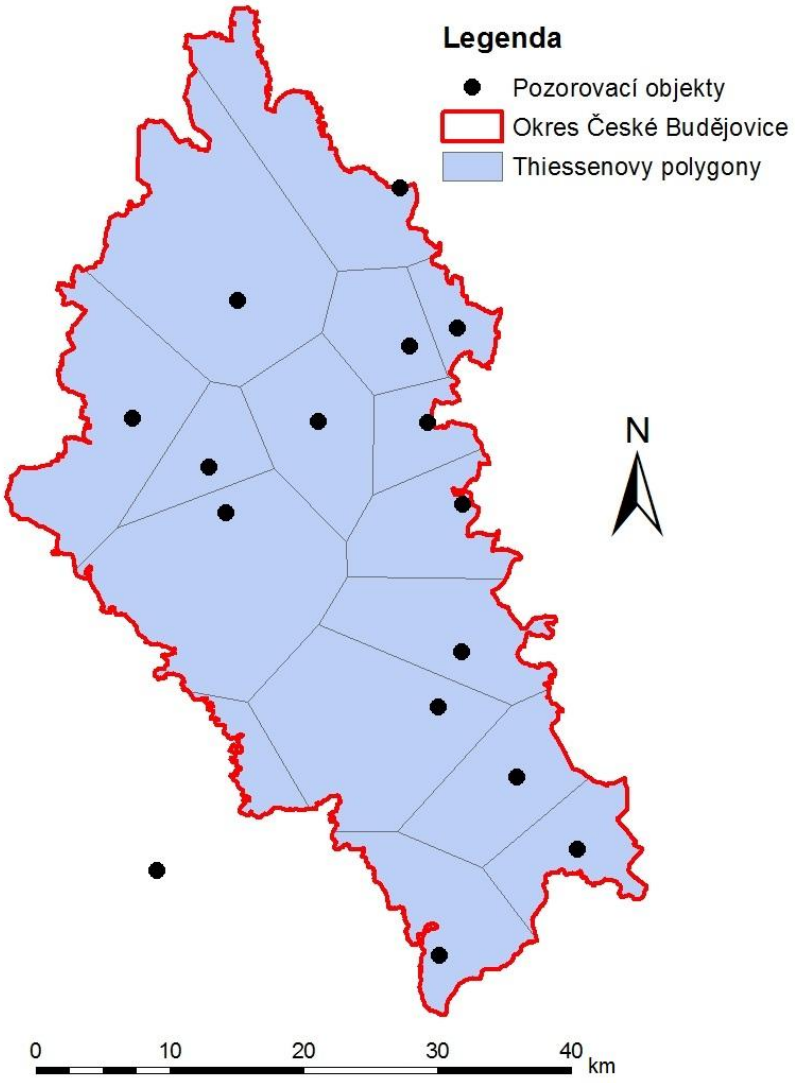
U stavu koncentrací fosforečnanů v roce 2011 indikuje rozložení barev snížení hodnot koncentrací fosforečnanů na převážné většině pozorovacích objektů. Nejvyšší koncentrace 0,65 $mg.l^{-1}$ dosahoval pozorovací objekt v Dyníně.

Ze zjištěných koncentrací v jednotlivých letech vyplývá, že k nejvýraznějšímu nárůstu koncentrací fosforečnanů v okrese České Budějovice došlo v roce 2001. V roce 2011 hodnoty koncentrací klesly u většiny objektů, u některých pozorovacích objektů byly hodnoty koncentrací v roce 2011 nižší než v roce 1991. Dle údajů Ministerstva životního prostředí (2012) docházelo od roku 2003 k pozvolnému snižování množství vypouštěných nutrientů.

5.3.2 Metoda Thiessenových polygonů

Metoda Thiessenových polygonů byla zpracována v programu ArcMap 10. Pomocí programového nástroje Create Thiessen Polygons byly vytvořeny polygony pro jednotlivé pozorovací objekty. V okrese České Budějovice vzniklo celkem 16 polygonů, jejichž plocha sloužila jako váha při výpočtu průměrné koncentrace dusičnanů a fosforečnanů pro jednotlivé roky.

Obrázek č. 14 znázorňuje rozdělení okresu na jednotlivé polygony. Polygony jsou ohraničeny tmavými úsečkami a červenou barvou vyznačující hranici okresu. Pro lepší rozložení hodnot koncentrací v okrese byl použit pomocný pozorovací objekt v sousedním okrese Český Krumlov v Rožmitále na Šumavě, na obrázku č. 11 je znázorněn pod číslem 2. Pro tento objekt byl vytvořen částečný polygon.



Obr. č. 14: Thiessenovy polygony vytvořené v okrese České Budějovice

Po vytvoření polygonů byly zjištěny plochy jednotlivých polygonů a celková plocha všech polygonů. Výpočet průměrné koncentrace dusičnanů a fosforečnanů pro jednotlivé roky byl proveden v programu Microsoft Excel 2007. Výsledky výpočtu jsou uvedeny v kapitole 5.3.3 a porovnány s výsledky získanými pomocí metody IDW.

5.3.3 Porovnání výsledků použitých metod prostorové analýzy v okrese České Budějovice

Metodou Thiessenových polygonů a vážené inverzní vzdálenosti (IDW) byly zjištěny průměrné roční koncentrace dusičnanů a fosforečnanů pro okres České Budějovice. Výsledné hodnoty jsou uvedeny v tabulce č. 12 pro dusičnany a v tabulce č. 13 pro fosforečnany. Koncentrace obou ukazatelů jsou vypočteny v jednotkách $mg.l^{-1}$. Hodnoty koncentrací dusičnanů a fosforečnanů získané pomocí metody IDW dosahují zpravidla vyšších hodnot. Tato metoda je moderní způsob používaný pro zjištění plošné distribuce hydrologických dat. Naopak metoda Thiessenových polygonů je mnohem starší a méně přesná ve srovnání s metodou IDW.

Dusičnany

Tabulka č. 12: Hodnoty průměrných ročních koncentrací dusičnanů v okrese České Budějovice podle jednotlivých metod

Rok	Metoda IDW [$mg.l^{-1}$]	Thiessenovy polygony [$mg.l^{-1}$]
1991	7,06	6,70
2001	12,06	9,89
2011	13,42	11,52

V tabulce č. 12 jsou uvedeny hodnoty průměrných ročních koncentrací dusičnanů získané jednotlivými metodami. Koncentrace získané metodou vážené inverzní vzdálenosti (IDW) dosahují vyšších hodnot. Největší rozdíl mezi hodnotami je 2,17 $mg.l^{-1}$ v roce 2001 a nejmenší rozdíl dosahuje 0,36 $mg.l^{-1}$ v roce 1991.

Fosforečnany

Tabulka č. 13: Hodnoty průměrných ročních koncentrací fosforečnanů v okrese České Budějovice podle jednotlivých metod

Rok	Metoda IDW [$mg.l^{-1}$]	Thiessenovy polygony [$mg.l^{-1}$]
1991	0,06	0,06
2001	0,17	0,16
2011	0,15	0,14

V tabulce č. 13 jsou uvedeny hodnoty průměrných ročních koncentrací fosforečnanů získané jednotlivými metodami. Koncentrace získané metodou vážené inverzní vzdálenosti (IDW) dosahují v letech 2001 a 2011 vyšších hodnot. Rozdíl mezi hodnotami je u obou roků stejný a činí 0,01 $mg.l^{-1}$.

6. ZÁVĚR

Cílem této diplomové práce bylo zhodnotit vývoj koncentrací dusičnanů a fosforečnanů v krajských městech České republiky v období let 1991-2012 a dále nalézt trendy v časových řadách koncentrací. Další část práce hodnotila prostorovou analýzu koncentrací dusičnanů a fosforečnanů v okrese České Budějovice v letech 1991, 2001 a 2011. Toto území bylo vybráno z důvodu velkého množství pozorovacích objektů s dlouhou časovou řadou měření koncentrací.

Statistické porovnání koncentrací dusičnanů v krajských městech mezi lety 1991-2012 ukázalo, že největší průměrné koncentrace bylo dosaženo v Hradci Králové, kde koncentrace dosahovaly více než dvojnásobku limitu koncentrace dusičnanů v podzemních vodách. U koncentrací fosforečnanů nebyly zjištěny výrazné rozdíly mezi jednotlivými krajskými městy.

Výskyt trendů v časových řadách koncentrací dusičnanů a fosforečnanů byl hodnocen dvěma statistickými metodami, jejichž výsledky se mezi sebou významně lišily. Jednalo se o metodu jednoduché lineární regrese a metodu Mann-Kendallova testu. Metoda Mann-Kendallova testu zjistila ve srovnání s výsledky jednoduché lineární regrese trend ve dvojnásobném počtu měst u koncentrací dusičnanů i fosforečnanů. Z vlastností metody Mann-Kendallova testu vyplývá její vyšší průkaznost.

V okrese České Budějovice byla provedena prostorová analýza koncentrací dusičnanů a fosforečnanů v letech 1991, 2001 a 2011. Koncentrace dusičnanů dosahují za dané období přibližně stejných hodnot a nedošlo k jejich výraznému poklesu. Naopak u fosforečnanů došlo za hodnocené období k poklesu koncentrací.

I přesto, že více než polovina naměřených koncentrací dusičnanů dosahuje zhruba desetiny limitu koncentrace pro podzemní vodu, nachází se na našem území stále oblasti, ve kterých naměřené koncentrace i několikanásobně překračují povolené limity. Proto je do budoucna velmi důležitý přístup společnosti k této problematice a její snaha o zlepšení kvality podzemních vod v České republice.

7. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY A ZDROJŮ

BARTRAM, J., BALLANCE, R. *Water Quality Monitoring: A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes.* London: TJ Press, 1996. 383 s. ISBN 0-419-21730-4

BEDIENT, P. B., HUBER, W. C. *Hydrology and Floodplain Analysis*. Upper Saddle River: Prentice-Hall, 2002. 763 p. ISBN 0-13-032222-9

BOYCE, J. S., MUIR, J., EDWARDS, A. P., SEIM, E. C., OLSON, R. A. Geologic Nitrogen in Pleistocene Loess of Nebraska. *Journal of Environmental Quality*, 1976, vol. 5, no. 1, p. 93-96. In: NOVOTNY, V. *Water Quality : Diffuse Pollution and Watershed Management*. New York: John Willey and Sons, 2003. 864 p. ISBN 0-471-39633-8

BULÍČEK, J., et al. *Voda v zemědělství*. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 1977. 291 s.

CÍSAŘ, V., et al. *Člověk a životní prostředí*. Praha: Státní pedagogické nakladatelství, 1987. 264 s.

ČERMÁKOVÁ, A., STŘELEČEK, F. *Statistika I.* České Budějovice: Jihočeská univerzita, 1995. 172 s. ISBN 80-7040-126-5

ČESKÝ HYDROMETEOROLOGICKÝ ÚSTAV. *Hydrologická ročenka České republiky 2000*. Praha: Český hydrometeorologický ústav, 2001. 189 s. ISBN 80-85813-85-8

ČESKÝ HYDROMETEOROLOGICKÝ ÚSTAV. *Hydrologická ročenka České republiky 2011*. Praha: Český hydrometeorologický ústav, 2012. 142 s. ISBN 978-80-87577-10-3

ČESKÝ HYDROMETEOROLOGICKÝ ÚSTAV. *Hydrologická ročenka České republiky 2012*. Praha: Český hydrometeorologický ústav, 2013. 156 s. ISBN 978-80-87577-25-7

DAŇHELKA, J. *Operativní hydrologie: Hydrologické modely a nejistota předpovědí.* Praha: Český hydrometeorologický ústav, 2007. 104 s. ISBN 978-80-86690-48-3

FOTH, H. D. *Fundamentals of soil science*. New York: John Wiley and Sons, 1990. 360 p. ISBN 0-471-52279-1 In: ŠIMEK, M. *Základy nauky o půdě: 3. Biologické procesy a cykly prvků*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, 2003. 151 s. ISBN 80-7040-630-5

GLIESSMAN, S. R. *Agroecology : the ecology of sustainable food systems*. Boca Raton: CRC Press, 2007. 384 p. ISBN 0-8493-2845-4

HADAČ, E. *Krajina a lidé: Úvod do krajinné ekologie*. Praha: Academia, 1982. 156 s.

HANOUSEK, J., CHARAMZA, P. *Moderní metody zpracování dat: Matematická statistika pro každého*. Praha: Grada, 1992. 216 s. ISBN 80-85623-31-5

HAVRÁNEK, T. *Statistika pro biologické a lékařské vědy*. Praha: Academia, 1993. 480 s. ISBN 80-200-0080-1

HENDL, J. *Přehled statistických metod zpracování dat: analýza a metaanalýza dat.* Praha: Portál, 2006. 583 s. ISBN 80-7367-123-9

HETEŠA, J., KOČKOVÁ, E. *Hydrochemie*. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, 1997. 106 s. ISBN 80-7157-289-6

CHALK, P. M., KEENEY, D. R. Nitrate and Ammonium Contents of Wisconsin Limestones. *Nature*, 1971, vol. 229, p. 42-47. ISSN 0028-0836. In: NOVOTNY, V. *Water Quality : Diffuse Pollution and Watershed Management*. New York: John Willey and Sons, 2003. 864 p. ISBN 0-471-39633-8

CHURÁČKOVÁ, Z., BRUTHANS, J., LACHMAN, V., MUSIL, V., KADLECOVÁ, R. Proudění podzemní vody ve východní a severovýchodní části české křídové pánve (^{3}H, ^{14}C a SF_6 stopovače, obsahy dusičnanů): doba zdržení a otázky efektivního monitoringu kontaminace. *Geoscience Research Reports for 2009*, 2010, s. 283-287. ISSN 0514-8057

Dostupný z: http://www.geology.cz/zpravy/obsah/2009/2009-75.pdf
Staženo: 12.4.2015

JING, M., WU, J. Fast image interpolation using directional inverse distance weighting for real-time applications. *Optics Communications*, 2013, vol. 286, p. 111-116.

JOHNSTON, K., VER HOEF, J. M., KRIVORUCHKO, K., LUCAS, N. *ArcGIS 9: Using ArcGIS Geostatistical Analyst*. Redlands: ESRI, 2001. 300 p.

Dostupný z: http://dusk2.geo.orst.edu/gis/geostat_analyst.pdf
Staženo: 14.3.2015

JŮVA, K., HRABAL, A., TLAPÁK, V. *Ochrana půdy, vegetace, vod a ovzduší*. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 1977. 180 s.

KADLECOVÁ, R., BRUTHANS, J., BUZEK, F., OSTER, H., ZEMAN, O. Doba setrvání a původ nitrátů v podzemní vodě v okrajových partiích křídových pánví. *Geoscience Research Reports for 2007*, 2008, s. 217-224. ISSN 0514-8057

Dostupný z: http://www.geology.cz/zpravy/obsah/2007/2007-62.pdf
Staženo: 7.4.2015

KALINOVÁ, J., MOUDRÝ, J., KONVALINA, P., MOUDRÝ, J. *Půdní úrodnost, výživa a hnojení rostlin v ekologickém zemědělství*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, 2007. 41 s. ISBN 978-80-7394-029-4

KEMEL, M. *Hydrologie*. Praha: Vydavatelství ČVUT, 1994. 222 s. ISBN 80-01-00509-7

KEMEL, M. *Klimatologie, meteorologie, hydrologie*. Praha: Vydavatelství ČVUT, 1996. 289 s. ISBN 80-01-01456-8

KENDALL, M. G. *Rank Correlation Methods*. London: Griffin, 1975. In: NOVOTNY, E. V., STEFAN, H. G. Stream flow in Minnesota: Indicator of climate change. *Journal of Hydrology*, 2007, vol. 334, no. 3-4, p. 319-333

KEPRTOVÁ, Z., RAKONCAJOVÁ, M., SOUKUPOVÁ, K., BALEJOVÁ, M. *Hodnocení množství a jakosti podzemních vod v dílčím povodí Horní Vltavy za rok 2011*. Praha: Povodí Vltavy, 2012

Dostupný z:
http://www.pvl.cz/files/download/Bilance2011/dilci_povodi_horni_vltavy/mnozstvi-a-jakost-podzemnich-vod-horni-vltava/HV_text%20zpr%C3%A1vy_2011.pdf
Staženo: 13.4.2015

KLINER, K., KNĚŽEK, M., OLMER M. *Využití a ochrana podzemních vod*. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 1978. 295 s.

KODEŠ, V., LEONTOVYČOVÁ, D. Jakost vody v ČR. *Vesmír*, 2008, roč. 87, č. 11, str. 771-773. ISSN 0042-4544

KVÍTEK, T., ŽLÁBEK, P., BYSTŘICKÝ, V., FUČÍK, P., MORAVCOVÁ, J., NOVÁK, P. Zhodnocení vlivu rozsahu zatravnění orné půdy na koncentrace dusičnanů ve vybraných povodích horní Vltavy a Želivky. In: *Voda Zlín 2012*. Zlín: Moravská vodárenská, 2012, s. 145-150. ISBN 978-80-260-1468-3

Dostupný z: http://www.smv.cz/res/archive/054/006002.pdf?seek=1425394644
Staženo: 9.4.2015

KŘÍŽ, H. *Hydrologie podzemních vod.* Praha: Academia, 1983. 292 s.

LANGHAMMER, J. Water quality changes in the Elbe River basin, Czech Republic, in the context of the post-socialist economic transition. *GeoJournal*, 2010, vol. 75, no. 2, p. 185-198. In: LANGHAMMER, J. *Kvalita povrchových vod a jejich ochrana.* Praha: Univerzita Karlova, 2009. 225 s.

LELLÁK, J., KUBÍČEK, F. *Hydrobiologie*. Praha: Karolinum, 1991. 260 s. ISBN 80-7066-530-0

LEPŠ, J. *Biostatistika*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, 1996. 166 s.

MANN, H. B. Non-Parametric tests against trend. *Econometrica*, 1945, vol. 13, p. 245-259. In: CANNAROZZO, M., NOTO, L. V., VIOLA, F. Spatial distribution of rainfall trends in Sicily (1921–2000). *Physics and Chemistry of the Earth*, 2006, vol. 31, no. 18, p. 1201-1211

MINISTERSTVO ZEMĚDĚLSTVÍ. *Zpráva o stavu vodního hospodářství České republiky v roce 2011*. Praha: Ministerstvo zemědělství, 2012. 92 s. ISBN 978-80-7434-038-3

MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ. *Politika, stav a vývoj životního prostředí: Česká republika*. Praha: Organizace pro hospodářskou spolupráci a rozvoj, 1999. 200 s. ISBN 80-7212-080-8

MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ. *Zpráva o životním prostředí České republiky 2010*. Praha: Ministerstvo životního prostředí, 2012. 148 s. ISBN 978-80-85087-96-3

MOLDAN, B., ZÝKA, J., JENÍK, J. *Životní prostředí očima přírodovědce*. Praha: Academia, 1979. 168 s.

NĚMEC, J., HLADNÝ, J. *Voda v České republice*. Praha: Consult, 2006. 253 s. ISBN 80-903482-1-1

NOVOTNY, E. V., STEFAN, H. G. Stream flow in Minnesota: Indicator of climate change. *Journal of Hydrology*, 2007, vol. 334, no. 3-4, p. 319-333

ONOZ, B., BAYAZIT, M. The power of statistical tests for trend detection. *Turkish Journal of Engineering and Environmental Sciences*, 2003, vol. 27, no. 4, p. 247-251. In: NOVOTNY, E. V., STEFAN, H. G. Stream flow in Minnesota: Indicator of climate change. *Journal of Hydrology*, 2007, vol. 334, no. 3-4, p. 319-333

PAČES, T. *Voda a Země*. Praha: Academia, 1982. 176 s.

PELIKÁN, V. *Ochrana podzemních vod*. Praha: Nakladatelství technické literatury, 1983. 324 s.

PITTER, P. *Hydrochemie*. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 1999. 568 s. ISBN 80-7080-340-1

REN, S., LIANG, Y., SUN, B. Quantitative Analysis on the Influence of Long-term Soil and water conservation Measures Harnessing on Runoff and Sediment Yield of Watershed. *Procedia Environmental Sciences*, 2011, vol. 10, p. 1732-1740

SHAN, N., SHI, Z., YANG, X., GAO, J., CAI, D. Spatiotemporal trends of reference evapotranspiration and its drivingfactors in the Beijing–Tianjin Sand Source Control Project Region,China. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2015, vol. 200, p. 322-333

SCHRÖDER, J. J., SCHOLEFIELD, D., CABRAL, F., HOFMAN, G. The effects of nutrient losses from agriculture on ground and surface water quality: the position of science in developing indicators for regulation. *Environmental Science & Policy*, 2004, vol. 7**,** no. 1, p. 15-23. ISSN 14629011

STEVENSON, F. J., COLE, M. A. *Cycles of soil : Carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*. New York: John Wiley and Sons, 1999. 427 p. ISBN 0-471-32071-4 In: ŠIMEK, M. *Základy nauky o půdě: 3. Biologické procesy a cykly prvků*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, 2003. 151 s. ISBN 80-7040-630-5

SVOBODA, J., et al. *Encyklopedický slovník geologických věd: 1. svazek A -M*. Praha: Academia, 1983. 916 s. In: ŠIMEK, M. *Základy nauky o půdě: 3. Biologické procesy a cykly prvků*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, 2003. 151 s. ISBN 80-7040-630-5

ŠEDA, S. Potřebujeme ve Východních Čechách ochranná pásma vodních zdrojů II. stupně? Sovak, 2003, roč. 12, č. 2, s. 25-27

ŠILAR, J. *Hydrologie v životním prostředí*. Ostrava: Vysoká škola báňská, 1996. 136 s. ISBN 80-7078-361-3

ŠIMEK, M. *Základy nauky o půdě: 3. Biologické procesy a cykly prvků*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, 2003. 151 s. ISBN 80-7040-630-5

ŠTAMBEROVÁ, M., MICHALOVÁ, M., MIKŠOVSKÝ, J., PRCHALOVÁ, H. *Vodní zdroje v České republice*. Brno: Ministerstvo životního prostředí ČR, 1998. 89 s.

TLAPÁK, V., ŠÁLEK, J., LEGÁT, V. *Voda v zemědělské krajině*. Praha: Zemědělské nakladatelství Brázda, 1992. 320 s. ISBN 80-209-0232-5

VOLAUFOVÁ, L. Kvalita povrchových vod v České republice. *Vesmír*, 2008, roč. 87, č. 11, s. 768-770. ISSN 0042-4544

YUE, S., PILON, P. A comparison of the power of the t test, ManneKendall and bootstrap for trend detection. *Hydrological Sciences Journal*, 2004, vol. 49, p. 21-37

YUE, S., PILON, P., CAVADIAS, G. Power of the Mann–Kendall and Spearman's rho tests for detecting monotonic trends in hydrological series. *Journal of Hydrology*, 2002, vol. 259, no. 1-4, p. 254-271

ZACHAR, D., JŮVA, K., et al. *Využití a ochrana vod ČSSR: z hlediska zemědělství a lesního hospodářství*. Praha: Academia, 1987. 568 s.

8. SEZNAM OBRÁZKŮ, TABULEK A GRAFŮ

8.1 Seznam obrázků

Obr. č. 1: Formy výskytu vody v přírodě 11
Obr. č. 2: Cyklus dusíku 19
Obr. č. 3: Hlavní přeměny dusíku v půdě a mechanismy jeho ztrát 21
Obr. č. 4: Cyklus fosforu 25
Obr. č. 5: Hlavní procesy přeměn fosforu v půdě 26
Obr. č. 6: Mapa pozorovací sítě jakosti podzemních vod v roce 2012 28
Obr. č. 7: Zemědělské vstupy 31
Obr. č. 8: Četnost hodnot dusičnanů ve vzorcích podzemních vod v roce 2012 podle oblasti povodí 32
Obr. č. 9: Územní působnost poboček ČHMÚ 35
Obr. č. 10: Mapa umístění pozorovacích objektů v krajských městech 36
Obr. č. 11: Mapa umístění pozorovacích objektů v okrese České Budějovice 36
Obr. č. 12: Prostorové rozložení koncentrací dusičnanů v okrese České Budějovice v letech 1991, 2001 a 2011 57
Obr. č. 13: Prostorové rozložení koncentrací fosforečnanů v okrese České Budějovice v letech 1991, 2001 a 2011 60
Obr. č. 14: Thiessenovy polygony vytvořené v okrese České Budějovice 62

8.2 Seznam tabulek

Tabulka č. 1: Nárůst spotřeby umělých hnojiv v období 60. - 80. let na území tehdejší ČSSR 30
Tabulka č. 2: Statistické vyhodnocení koncentrací dusičnanů v krajských městech v období let 1991-2012 43
Tabulka č. 3: Statistické vyhodnocení koncentrací fosforečnanů v krajských městech v období let 1991-2012 44
Tabulka č. 4: Trendy v časových řadách koncentrací dusičnanů v krajských městech ČR – metoda jednoduché lineární regrese 48
Tabulka č. 5: Trendy v časových řadách koncentrací fosforečnanů v krajských městech ČR – metoda jednoduché lineární regrese 50

Tabulka č. 6: Výsledky Mann-Kendallova testu pro určení trendu v časových řadách koncentrací dusičnanů v Českých Budějovicích 52
Tabulka č. 7: Trendy v časových řadách koncentrací dusičnanů v krajských městech ČR – metoda Mann-Kendallova testu 52
Tabulka č. 8: Výsledky Mann-Kendallova testu pro určení trendu v časových řadách koncentrací fosforečnanů v Plzni 53
Tabulka č. 9: Trendy v časových řadách koncentrací fosforečnanů v krajských městech ČR – metoda Mann-Kendallova testu 53
Tabulka č. 10: Porovnání výsledků jednotlivých metod v trendech časových řad koncentrací dusičnanů v krajských městech ČR 54
Tabulka č. 11: Porovnání výsledků jednotlivých metod v trendech časových řad koncentrací fosforečnanů v krajských městech ČR 55
Tabulka č. 12: Hodnoty průměrných ročních koncentrací dusičnanů v okrese České Budějovice podle jednotlivých metod 63
Tabulka č. 13: Hodnoty průměrných ročních koncentrací fosforečnanů v okrese České Budějovice podle jednotlivých metod 63

8.3 Seznam grafů

Graf č. 1: Trend v časových řadách koncentrací dusičnanů v Pardubicích 46
Graf č. 2: Trend v časových řadách koncentrací fosforečnanů v Plzni 49

9. SEZNAM PŘÍLOH

Příloha č. 1: Seznam pozorovacích objektů v krajských městech ČR

Příloha č. 2: Seznam pozorovacích objektů v okrese České Budějovice

Příloha č. 3: Výsledky Mann-Kendallova testu pro dusičnany a fosforečnany

Příloha č. 1: Seznam pozorovacích objektů v krajských městech ČR

Číslo	Kraj	Město	Typ objektu	Identifikátor
1	Jihočeský	České Budějovice	vrt	VP0903
2	Plzeňský	Plzeň	vrt	VP1570
3	Karlovarský	Karlovy Vary	vrt	VP1813
4	Ústecký	Ústí nad Labem	vrt	VP8411
5	Liberecký	Bílá	vrt	VP7502
6	Středočeský	Mratín	vrt	VP0685
7	Hlavní město Praha	Praha	vrt	VP1626
8	Královéhradecký	Březhrad	vrt	VP0314
9	Pardubický	Rybitví	vrt	VP0326
10	Vysočina	Jihlava	vrt	VB0412
11	Jihomoravský	Brno	vrt	VB0284
12	Olomoucký	Olomouc	vrt	VB0071
13	Zlínský	Napajedla	vrt	VB0173
14	Moravskoslezský	Stará Ves n. Ondřejnicí	pramen	PO0011

Příloha č. 2: Seznam pozorovacích objektů v okrese České Budějovice

Číslo	Obec	Typ objektu	Identifikátor
1	Horní Stropnice	pramen	PP0850
2	Rožmitál na Šumavě	pramen	PP0848
3	Nakolice	vrt	VP7618
4	Těšínov	vrt	VP7603
5	Třebeč	vrt	VP7620
6	Lhota	vrt	VP7713
7	České Budějovice	vrt	VP7615
8	Horní Miletín	vrt	VP7715
9	Dasný	vrt	VP7616
10	Chotýčany	vrt	VP7622
11	Velechvín	vrt	VP7716
12	Pištín	vrt	VP7614
13	Olešník	pramen	PP0852
14	Ševětín	vrt	VP7718
15	Dynín	vrt	VP7719
16	Hartmanice	vrt	VP7722

Příloha č. 3: Výsledky Mann-Kendallova testu pro dusičnany a fosforečnany

Dusičnany

Plzeň

Mann-Kendall trend test / Two-tailed test:

Kendall's tau	0,115
S	99,000
Var(S)	8512,333
p-value (Two-tailed)	**0,283**
alpha	0,05

Vzhledem k tomu, že vypočtená p-hodnota je větší než hladina významnosti $\alpha = 0,05$, nelze zamítnout nulovou hypotézu H_0. Jedná se o statisticky neprůkazný trend.

Karlovy Vary

Mann-Kendall trend test / Two-tailed test:

Kendall's tau	0,097
S	39,000
Var(S)	2832,333
p-value (Two-tailed)	**0,464**
alpha	0,05

Vzhledem k tomu, že vypočtená p-hodnota je větší než hladina významnosti $\alpha = 0,05$, nelze zamítnout nulovou hypotézu H_0. Jedná se o statisticky neprůkazný trend.

Ústí nad Labem

Mann-Kendall trend test / Two-tailed test:

Kendall's tau	-0,111
S	-62,000
Var(S)	4781,333
p-value (Two-tailed)	**0,370**
alpha	0,05

Vzhledem k tomu, že vypočtená p-hodnota je větší než hladina významnosti $\alpha = 0,05$, nelze zamítnout nulovou hypotézu H_0. Jedná se o statisticky neprůkazný trend.

Liberec

Mann-Kendall trend test / Two-tailed test:

Kendall's tau	0,255
S	196,000
Var(S)	7332,000
p-value (Two-tailed)	**0,022**
alpha	0,05

Vzhledem k tomu, že vypočtená p-hodnota je nižší než hladina významnosti $\alpha = 0,05$, je třeba zamítnout nulovou hypotézu H_0. V časové řadě existuje rostoucí trend.

Mratín (Středočeský kraj)

Mann-Kendall trend test / Two-tailed test:

Kendall's tau	-0,221
S	-161,000
Var(S)	7239,000
p-value (Two-tailed)	**0,058**
alpha	0,05

Vzhledem k tomu, že vypočtená p-hodnota je větší než hladina významnosti $\alpha = 0,05$, nelze zamítnout nulovou hypotézu H_0. Jedná se o statisticky neprůkazný trend.

Praha (Hl.m.Praha)

Mann-Kendall trend test / Two-tailed test:

Kendall's tau	-0,050
S	-41,000
Var(S)	7921,667
p-value (Two-tailed)	**0,645**
alpha	0,05

Vzhledem k tomu, že vypočtená p-hodnota je větší než hladina významnosti $\alpha = 0,05$, nelze zamítnout nulovou hypotézu H_0. Jedná se o statisticky neprůkazný trend.

Hradec Králové

Mann-Kendall trend test / Two-tailed test:

Kendall's tau	-0,335
S	-188,000
Var(S)	4549,333

p-value (Two-tailed)	**0,005**
alpha	0,05

Vzhledem k tomu, že vypočtená p-hodnota je nižší než hladina významnosti $\alpha = 0,05$, je třeba zamítnout nulovou hypotézu H_0. V časové řadě existuje klesající trend.

Pardubice

Mann-Kendall trend test / Two-tailed test:

Kendall's tau	-0,228
S	-196,000
Var(S)	8511,333
p-value (Two-tailed)	**0,034**
alpha	0,05

Vzhledem k tomu, že vypočtená p-hodnota je nižší než hladina významnosti $\alpha = 0,05$, je třeba zamítnout nulovou hypotézu H_0. V časové řadě existuje klesající trend.

Jihlava

Mann-Kendall trend test / Two-tailed test:

Kendall's tau	0,489
S	202,000
Var(S)	3112,667
p-value (Two-tailed)	**0,0003**
alpha	0,05

Vzhledem k tomu, že vypočtená p-hodnota je nižší než hladina významnosti $\alpha = 0,05$, je třeba zamítnout nulovou hypotézu H_0. V časové řadě existuje rostoucí trend.

Brno

Mann-Kendall trend test / Two-tailed test:

Kendall's tau	0,501
S	430,000
Var(S)	8508,667
p-value (Two-tailed)	**< 0,0001**
alpha	0,05

Vzhledem k tomu, že vypočtená p-hodnota je nižší než hladina významnosti $\alpha = 0,05$, je třeba zamítnout nulovou hypotézu H_0. V časové řadě existuje rostoucí trend.

Olomouc

Mann-Kendall trend test / Two-tailed test:

Kendall's tau	-0,555
S	-437,000
Var(S)	7918,333
p-value (Two-tailed)	**< 0,0001**
alpha	0,05

Vzhledem k tomu, že vypočtená p-hodnota je nižší než hladina významnosti $\alpha = 0,05$, je třeba zamítnout nulovou hypotézu H_0. V časové řadě existuje klesající trend.

Zlín

Mann-Kendall trend test / Two-tailed test:

Kendall's tau	0,422
S	286,000
Var(S)	6454,000
p-value (Two-tailed)	**0,0004**
alpha	0,05

Vzhledem k tomu, že vypočtená p-hodnota je nižší než hladina významnosti $\alpha = 0,05$, je třeba zamítnout nulovou hypotézu H_0. V časové řadě existuje rostoucí trend.

Ostrava

Mann-Kendall trend test / Two-tailed test:

Kendall's tau	0,103
S	80,000
Var(S)	7355,333
p-value (Two-tailed)	**0,351**
alpha	0,05

Vzhledem k tomu, že vypočtená p-hodnota je větší než hladina významnosti $\alpha = 0,05$, nelze zamítnout nulovou hypotézu H_0. Jedná se o statisticky neprůkazný trend.

Fosforečnany

České Budějovice

Mann-Kendall trend test / Two-tailed test:

Kendall's tau	0,108
S	88,000
Var(S)	8250,667
p-value (Two-tailed)	**0,333**
alpha	0,05

Vzhledem k tomu, že vypočtená p-hodnota je větší než hladina významnosti $\alpha = 0,05$, nelze zamítnout nulovou hypotézu H_0. Jedná se o statisticky neprůkazný trend.

Karlovy Vary

Mann-Kendall trend test / Two-tailed test:

Kendall's tau	0,320
S	127,000
Var(S)	2815,000
p-value (Two-tailed)	**0,017**
alpha	0,05

Vzhledem k tomu, že vypočtená p-hodnota je nižší než hladina významnosti $\alpha = 0,05$, je třeba zamítnout nulovou hypotézu H_0. V časové řadě existuje rostoucí trend.

Ústí nad Labem

Mann-Kendall trend test / Two-tailed test:

Kendall's tau	0,119
S	82,000
Var(S)	6839,333
p-value (Two-tailed)	**0,321**
alpha	0,05

Vzhledem k tomu, že vypočtená p-hodnota je větší než hladina významnosti $\alpha = 0,05$, nelze zamítnout nulovou hypotézu H_0. Jedná se o statisticky neprůkazný trend.

Liberec

Mann-Kendall trend test / Two-tailed test:

Kendall's tau	0,046
S	34,000
Var(S)	7106,000
p-value (Two-tailed)	**0,687**
alpha	0,05

Vzhledem k tomu, že vypočtená p-hodnota je větší než hladina významnosti $\alpha = 0,05$, nelze zamítnout nulovou hypotézu H_0. Jedná se o statisticky neprůkazný trend.

Mratín (Středočeský kraj)

Mann-Kendall trend test / Two-tailed test:

Kendall's tau	0,231
S	173,000
Var(S)	7602,333
p-value (Two-tailed)	**0,047**
alpha	0,05

Vzhledem k tomu, že vypočtená p-hodnota je nižší než hladina významnosti $\alpha = 0,05$, je třeba zamítnout nulovou hypotézu H_0. V časové řadě existuje rostoucí trend.

Praha (Hl.m.Praha)

Mann-Kendall trend test / Two-tailed test:

Kendall's tau	0,244
S	198,000
Var(S)	7904,667
p-value (Two-tailed)	**0,026**
alpha	0,05

Vzhledem k tomu, že vypočtená p-hodnota je nižší než hladina významnosti $\alpha = 0,05$, je třeba zamítnout nulovou hypotézu H_0. V časové řadě existuje rostoucí trend.

Hradec Králové

Mann-Kendall trend test / Two-tailed test:

Kendall's tau	0,199
S	109,000
Var(S)	4513,000

p-value (Two-tailed)	**0,105**
alpha	0,05

Vzhledem k tomu, že vypočtená p-hodnota je větší než hladina významnosti $\alpha = 0,05$, nelze zamítnout nulovou hypotézu H_0. Jedná se o statisticky neprůkazný trend.

Pardubice

Mann-Kendall trend test / Two-tailed test:

Kendall's tau	0,103
S	88,000
Var(S)	8499,333
p-value (Two-tailed)	**0,340**
alpha	0,05

Vzhledem k tomu, že vypočtená p-hodnota je větší než hladina významnosti $\alpha = 0,05$, nelze zamítnout nulovou hypotézu H_0. Jedná se o statisticky neprůkazný trend.

Jihlava

Mann-Kendall trend test / Two-tailed test:

Kendall's tau	-0,157
S	-87,000
Var(S)	4537,000
p-value (Two-tailed)	**0,196**
alpha	0,05

Vzhledem k tomu, že vypočtená p-hodnota je větší než hladina významnosti $\alpha = 0,05$, nelze zamítnout nulovou hypotézu H_0. Jedná se o statisticky neprůkazný trend.

Brno

Mann-Kendall trend test / Two-tailed test:

Kendall's tau	-0,413
S	-353,000
Var(S)	8495,000
p-value (Two-tailed)	**0,0001**
alpha	0,05

Vzhledem k tomu, že vypočtená p-hodnota je nižší než hladina významnosti $\alpha = 0,05$, je třeba zamítnout nulovou hypotézu H_0. V časové řadě existuje klesající trend.

Olomouc

Mann-Kendall trend test / Two-tailed test:

Kendall's tau	-0,196
S	-159,000
Var(S)	8214,333
p-value (Two-tailed)	**0,079**
alpha	0,05

Vzhledem k tomu, že vypočtená p-hodnota je větší než hladina významnosti $\alpha = 0,05$, nelze zamítnout nulovou hypotézu H_0. Jedná se o statisticky neprůkazný trend.

Zlín

Mann-Kendall trend test / Two-tailed test:

Kendall's tau	-0,071
S	-60,000
Var(S)	8440,667
p-value (Two-tailed)	**0,514**
alpha	0,05

Vzhledem k tomu, že vypočtená p-hodnota je větší než hladina významnosti $\alpha = 0,05$, nelze zamítnout nulovou hypotézu H_0. Jedná se o statisticky neprůkazný trend.

Ostrava

Mann-Kendall trend test / Two-tailed test:

Kendall's tau	0,523
S	356,000
Var(S)	6674,000
p-value (Two-tailed)	**< 0,0001**
alpha	0,05

Vzhledem k tomu, že vypočtená p-hodnota je nižší než hladina významnosti $\alpha = 0,05$, je třeba zamítnout nulovou hypotézu H_0. V časové řadě existuje rostoucí trend.